

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

RÉPONSE DE LA COMMUNAUTÉ DE MACROINVERTÉBRÉS BENTHIQUES  
À UN GRADIENT D'URBANISATION : UNE ÉTUDE DES RUISSEAUX DE LA  
RÉGION MÉTROPOLITAINE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE  
PRÉSENTÉ  
COMME EXIGENCE PARTIELLE  
DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR  
LAURENT FRASER

JANVIER 2017

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL  
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.07-2011). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

## REMERCIEMENTS

Une maîtrise en biologie, ou en tout autre programme, est une réalisation exceptionnelle qui, dans mon cas, n'aurait été si enrichissante sans la participation de nombreuses personnes. Ces collègues et amis m'ont accompagné le long de cette fastidieuse aventure et m'ont soutenu dans les pires moments comme dans les meilleurs.

J'offre mes sincères remerciements à Béatrix E. Beisner, ma directrice de recherche. J'ai eu la chance de travailler avec cette femme incroyable pour maintenant deux ans, et jamais je n'ai regretté ce choix : merci pour tous tes conseils, ton soutien et ta rapidité légendaire à répondre aux courriels, une rareté dans le milieu universitaire !

Je tiens aussi à remercier l'équipe du Projet Ruisseaux en commençant par Marie-Christine Bellemare : merci pour ta passion, pour ta fougue, ta patience et ton humanité, sans toi ce projet n'aurait jamais eu lieu, littéralement. Guy Garand, Karim Bouvet, Felipe Casasanta, Valérie Cypihot, Mariame Dramé, Charlie Dumais, Chany Guo, Barnabé Kiepora, Karina Mac Si-Hone, Roxanne Richard et Marilyne Robidoux, vous avez tous eu un impact majeur dans le Projet Ruisseaux et avez largement contribué à l'accomplissement de ma maîtrise ; merci du fond du cœur à tous. Je suis aussi grandement reconnaissant à mes amis et collègues du laboratoire Beisner, trois personnes qui ont embelli mes semaines. Merci Alexandre, Cindy et Nicolas ; grâce à vous, ces années de travail ont été étonnamment agréables.

Je veux finalement remercier Andréanne Girard Kemp. Tu me gérais dans mes moments de découragement, de stress et même de panique. C'est toi qui me redonnais confiance en moi-même et espoir en la science. Je te remercie pour ta patience, ton rire contagieux et ta joie de vivre.

## TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES .....	viii
LISTE DES SYMBOLES ET UNITÉS .....	x
RÉSUMÉ.....	1
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE I	
LES RUISSEAUX URBAINS.....	5
1.1. Urbanisation des habitats aquatiques .....	6
1.2. Effet de l'urbanisation sur les organismes benthiques.....	11
1.3. Diversité des communautés en milieux lotiques.....	16
1.4. Objectifs et hypothèses .....	17
CHAPITRE II	
DEPLETED BIODIVERSITY OF BENTHIC MACROINVERTEBRATE COMMUNITIES IN URBANIZED SOUTH-EASTERN CANADIAN STREAMS. ....	20
2.1 Abstract .....	21
2.2 Introduction .....	22
2.3 Methods.....	25
2.3.1 Study area.....	25
2.3.2 Macroinvertebrate sampling.....	26
2.3.3 Habitat and water quality .....	28
2.3.4 Geographic analyses.....	30
2.3.5 Statistical Analysis.....	32
2.4 Results .....	34
2.4.1 Relations between land use and environmental variables.....	34
2.4.2 Relations between biotic indices and IC .....	35
2.4.3 Biotic indices and environmental variables. ....	36

2.5	Discussion .....	43
2.5.1	Habitat and water quality responses to urbanization.....	43
2.5.2	BMI response to local environmental variation.....	46
2.5.3	BMI responses to landscape urbanization.....	48
2.5.4	Conclusion.....	50
2.6	Acknowledgments.....	50
2.7	References.....	51
2.1	Appendices.....	57
CONCLUSIONS GÉNÉRALES .....		58
LISTE DES RÉFÉRENCES .....		62

## LISTE DES FIGURES

Figure 1. État de la population urbaine historique et prévue par continent. ....	1
Figure 2. Modèle du recouvrement imperméable. ....	7
Figure 3. Modèle conceptuel de l'effet de l'imperméabilisation des sols urbains sur le régime hydrique des cours d'eau.....	9
Figure 4. Objectifs de l'étude.....	18
Figure 5. Schématisation des hypothèses H1 et H2 du premier objectif. ....	19
Figure 6. Map of the sampling sites in the City of Laval (Jesus Island), Québec, Canada.....	27
Figure 7. PCA of significant environmental variables and land use metrics across all streams.....	36
Figure 8. Relations between biotic indices and urbanization ( <i>IC</i> ). ....	37
Figure 9. RDA biplots of BMI family-level abundance and environmental variables across all stream sites. ....	40
Figure 10. Local contribution to beta-diversity in the City of Laval's streams according to stations canopy cover. ....	41
Figure 11. Local contribution to beta-diversity in the City of Laval's streams according to impervious cover. ....	42

## LISTE DES TABLEAUX

Table 1. Hydrology and landscape profile of the seven sampled streams. ....	26
Table 2. Biotic indices used, their description and transformation type applied in the statistical analyses. ....	28
Table 3. Variable abbreviations and their definition. ....	31
Table 4. Significant Pearson correlation coefficients between environmental variables and land use metrics across all stream sites. ....	35
Table 5. Coefficients for the variables included in the multiple linear regression models relating each biotic index to local habitat characteristics. ....	38
Table 6. Coefficients for the variables included in the multiple linear regression models explaining biotic indices by water quality characteristics. ....	39
Table 7. Coefficients for the variables included in the multiple linear regression models explaining biotic indices by land use types. ....	40
Table A1. Benthic macroinvertebrates sampled on Jesus Island. ....	57

## LISTE DES ABREVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

Abund .....	Abondance totale en macroinvertébré benthique
Agric .....	Paysage agricole
AIC .....	Critère d'information d'Akaike
ANOVA .....	Analyse de variance
BMI .....	Macroinvertébré benthique
Colif .....	Compte total en coliforme
Cond .....	Conductivité
C_sbstrt .....	Substrat grossier
DO .....	Oxygène dissout
Dschrg .....	Débit
EPT .....	Abondance en Ephemeroptera, Plecoptera et Trichoptera
FBI .....	« <i>Family-based biotic index</i> »
FQPPN .....	Fondation québécoise pour la protection du patrimoine naturel
GIS .....	Système d'information géomatique
Hab_hetero .....	Hétérogénéité de l'habitat
HAP .....	Hydrocarbure aromatique polycyclique
IC .....	Recouvrement imperméable
ICM .....	Modèle de recouvrement imperméable
Indust .....	Paysage industriel
IQBR .....	Indice de Qualité des Bandes Riveraines
IQH .....	Indice de Qualité de l'Habitat
LCBD .....	Contribution du site à la diversité bêta
LOESS .....	Régression locale



logit .....	Transformation logistique
Macroph .....	Macrophytes
MDDEFP .....	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MIB .....	Macroinvertébré benthique
MRI .....	Modèle de recouvrement imperméable
NAWQA .....	« <i>National Water-Quality Assessment</i> »
O_debris .....	Débris organiques
Oligo .....	Abondance en Oligochaeta
ONU .....	Organisation des Nations unies
PAH .....	Hydrocarbure aromatique polycyclique
PC1 .....	Première composante principale
PC2 .....	Seconde composante principale
PCA .....	Analyse en composantes principales
pH .....	Puissance hydrogène
RDA .....	Analyse de redondance
Resid .....	Paysage résidentiel
RI .....	Recouvrement imperméable
Rich .....	Richesse
Temp .....	Température
TN .....	Concentration en azote totale
TP .....	Concentration en phosphore totale
UNFPA .....	Fonds des Nations Unies pour la population
USGS .....	« <i>United States Geological Survey</i> »
USS .....	« <i>Urban Stream Syndrome</i> »
UWC .....	« <i>Urban Watershed Continuum</i> »
W_debris .....	Débris ligneux
YSI .....	« <i>Yellowspring Instrument<sup>TM</sup></i> »

## LISTE DES SYMBOLES ET UNITES

% .....	Pourcentage
°C .....	Degré Celsius
cm .....	Centimètre
km .....	Kilomètre
m .....	Mètre
mL .....	Millilitre
mm .....	Millimètre

## RESUME

L'étalement urbain des dernières décennies a profondément modifié de nombreux paysages, particulièrement ceux des régions densément peuplées du sud-est du Canada. Dans la plupart de ces régions tempérées urbanisées, les principaux écosystèmes aquatiques perdurant sont les cours d'eau préservés pour drainer l'eau des terres habitées. La présente étude s'est penchée sur l'impact du développement d'une banlieue de Montréal sur les ruisseaux et sur les macroinvertébrés benthiques (MIB) de la ville de Laval. Sept ruisseaux de bas ordres, choisis pour la diversité du paysage dans lequel ils s'écoulent, ont été étudiés en 2014 et 2015. L'échantillonnage de l'eau et des MIB, ainsi que la caractérisation de l'habitat aquatique ont été faits à des stations situées à tous les 500 m, pour un total de 80 stations. L'utilisation des terres ainsi que le recouvrement imperméable (RI) ont été calculés dans des corridors de 400 m en amont de ces stations. Le RI dans la région étudiée est fortement relié aux autres mesures du paysage, à une basse qualité de l'eau ainsi qu'à un habitat de faible complexité. Avec l'urbanisation, les communautés de MIB sont moins diversifiées et sont dominées par des espèces plus tolérantes à la pollution. Ces modifications de la communauté biologique sont expliquées en majeure partie par la très faible qualité de l'eau aux stations hautement urbanisées. Les résultats indiquent que même là où les normes environnementales imposées par les gouvernements sont respectées, les cours d'eau urbanisés sont fortement affectés et méritent une attention particulière dans les planifications urbanistiques.

*Mots-clés* : recouvrement imperméable, utilisation du sol, composition taxonomique, Québec, cours d'eau urbain.

## INTRODUCTION

Récemment, le Fonds des Nations Unies pour la Population (UNFPA) a déclaré que nous étions à l'aube du millénaire urbain (UNFPA, 2007). Les villes représentent une proportion grandissante de la population mondiale, particulièrement en Amérique du Nord (Figure 1) où déjà près de 85 % des Nord américains vivent en ville (ONU, 2006). Puisque de nombreux écosystèmes naturels ont récemment été remodelés afin d'accueillir les populations humaines et continueront de l'être (Vitousek *et al.* 1997; McKinney, 2002; UNFPA, 2007), l'urbanisation est un puissant vecteur de changement pour les habitats naturels (Grimm *et al.* 2000).

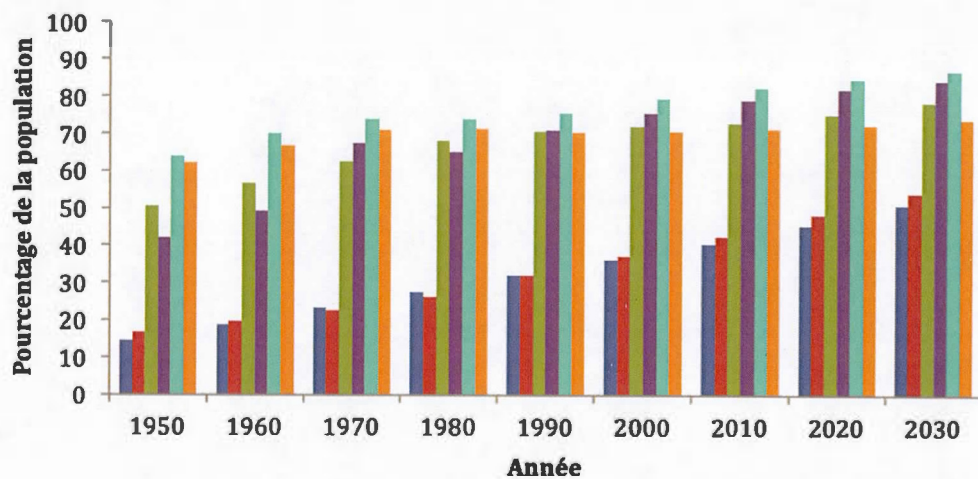


Figure 1. État de la population urbaine historique et prévue par continent. Données tirées du rapport de l'ONU, 2006. ■ Afrique, ■ Asie, ■ Europe, ■ Amérique latine et caraïbe, ■ Amérique du Nord, ■ Océanie.

Ces nouveaux écosystèmes anthropiques ont des caractéristiques qui leur sont propres. Ils sont caractérisés par une homogénéisation élevée des habitats (McKinney, 2006 ; Groffman *et al.* 2014), une perte de connectivité (Lake *et al.* 2007 ; Favaro *et al.* 2014), une imperméabilisation importante du sol (Schueler *et al.* 2009) et une grande contamination par divers polluants (ex. Hatt *et al.* 2004 ; Burkhardt *et al.* 2011). Puisque les changements dans un bassin versant altèrent la chimie (Mouri *et al.* 2011), l'hydrologie (Fohrer *et al.* 2001 ; Baker *et al.* 2004 ; O'Driscoll *et al.* 2010) et la morphologie des cours d'eau (Violin *et al.* 2011 ; O'Driscoll *et al.* 2009), le développement de ville a nécessairement des répercussions sur les cours d'eau drainant la zone urbanisée. À plus grande échelle, les changements climatiques engendrent aussi de nombreux problèmes (Meehl *et al.* 2007). Des événements climatiques extrêmes sont prévus augmenter en fréquence, menaçant la stabilité de nos ressources hydriques (Vörösmarty *et al.* 2000). Il est donc impératif de bien gérer les écosystèmes aquatiques, ce qui rend l'étude des écosystèmes aquatiques précaires primordiale.

Depuis les années 1970, de nombreuses équipes ont étudié l'impact de cette urbanisation importante sur les cours d'eau. Le « *National Water-Quality Assessment Program* » (NAWQA) du « *U.S. Geological-Survey* » (USGS), une étude américaine d'envergure, a analysé méticuleusement les cours d'eau de neuf régions métropolitaines des États-Unis. Se basant sur les résultats de cette étude, Brown *et al.* (2009) ont tenté d'expliquer les tendances observées dans les cours d'eau en utilisant des variables démographiques humaines des bassins versants. De cette manière, ils ont observé différentes réponses des cours d'eau et des communautés biologiques face à l'urbanisation entre les différentes régions métropolitaines américaines. Néanmoins, contrairement à Brown *et al.*, la plupart des études récentes se concentrent sur le recouvrement imperméable (RI) pour quantifier l'urbanisation. Cette approche rassemble une gamme de facteurs mécanistiques liant la réponse des cours d'eau aux actions humaines et est directement liée au développement urbain.

Brièvement, le RI diminue l'infiltration de l'eau dans les sols, ce qui, entre autres, augmente considérablement l'intensité des débits de crue, causant l'érosion des berges et l'homogénéisation des sédiments (Schueler *et al.* 2009). Toutefois, tout comme Brown *et al.*, Schueler *et al.* relèvent de nombreuses différences entre les réponses des cours d'eau et des communautés aquatiques des diverses zones étudiées. Ces résultats rendent la situation résistante à la généralisation et à l'extrapolation : non seulement chaque municipalité légifère sur son territoire différemment ; les cours d'eau et la faune qui y habite dépendent aussi grandement du biome dans lequel ils se trouvent.

Le but de la présente étude était donc d'analyser la réponse de la communauté de macroinvertébrés benthiques (MIB) au gradient d'urbanisation dans la région métropolitaine de Montréal. Très peu d'études revues par les pairs ont été effectuées pour les villes de l'Est canadien, soit une à Ottawa (Duhaime, 2012) et une dans le bassin versant du lac Simcoe (Bazinet *et al.* 2010). Ces quelques études ont validé les principales conclusions obtenues dans d'autres études américaines, principalement celles du cadre théorique de l'« Urban Stream Syndrome » (USS ; Walsh *et al.* 2005a). Ainsi, puisque mon étude s'est faite dans la seconde plus grande région métropolitaine du pays, ce projet permettra aussi de consolider les connaissances sur les ruisseaux urbains nord tempéré nordique tout en ajoutant de précieuses informations via une analyse de la diversité bêta.

Ce travail se divise en trois objectifs : 1) quel est l'effet de l'urbanisation sur les habitats aquatiques ? 2) quelle est l'influence de l'urbanisation sur la faune benthique des ruisseaux, et 3) quel sont les principaux vecteurs de cette influence ? Pour ce faire, nous avons analysé la composition taxonomique des communautés de MIB de sept cours d'eau distribués le long d'un gradient rural — urbain. En combinaison avec l'analyse de l'habitat local, cette méthode permet de mettre en lumière comment et jusqu'à quel point la municipalité affecte les cours d'eau.

Les bassins versants de la ville de Laval (sur l'île Jésus) ont été choisis. Puisque cette municipalité est en pleine croissance économique et démographique (Institut de la statistique du Québec, 2014), le degré d'urbanisation y est très variable et l'utilisation des terres y est encore grandement diversifiée : agriculture, zones humides, forêts, banlieues, etc. De plus, puisqu'elle se trouve sur une île, cette ville est une région très bien définie : Laval occupe la totalité des bassins versants de l'île et seulement ceux-ci. Ces éléments font de Laval une région particulièrement intéressante pour répondre aux objectifs de l'étude. Finalement, il existe de nos jours une volonté réelle de la part des Québécois et des instances municipales de la province pour la restauration des ruisseaux urbains. Les tendances écologiques révélées par les analyses des communautés de MIB, choisis pour leur ubiquité (Resh, 2008), permettraient aisément d'encadrer la restauration et la préservation de ces écosystèmes importants.

Ainsi, ce mémoire présentera tout d'abord les particularités des ruisseaux urbains ainsi que celles de leur faune dans le chapitre 1. Ensuite, dans le chapitre 2, un article soumis au *Journal of Urban Ecology* décrira en détail la méthode, les résultats des analyses ainsi que leurs implications. Finalement, la dernière partie expliquera les conclusions de ces deux années de travail.

## CHAPITRE I

### LES RUISSEAUX URBAINS

Au Québec, les cours d'eau et leurs zones riveraines, s'ils ne sont pas complètement canalisés, sont souvent parmi les derniers écosystèmes naturels restant en ville. Toutefois, même s'ils semblent inchangés, les cours d'eau urbains sont hautement vulnérables aux activités humaines adjacentes (Wang *et al.* 2001 ; Knouft et Chu, 2015) et sont souvent grandement perturbés (ex. Walsh *et al.* 2005a).

D'un point de vue écologique, un ruisseau est une entité extrêmement complexe qui dépend étroitement de son bassin versant (Hynes, 1975 ; Allan, 2004). Ceux-ci accomplissent de nombreuses fonctions écologiques, par exemple dans les cycles des nutriments et du carbone (Meyer *et al.* 2005), et offrent de nombreux services écosystémiques (Palmer *et al.* 2013). Ainsi, des perturbations anthropiques sur un bassin versant provoquent des changements dans les cours d'eau avoisinants et sur les organismes qui y vivent. L'urbanisation est une importante source de perturbations qui affecte les cours d'eau à de nombreux niveaux. Les conséquences du développement urbain varient d'une région à l'autre et ne restent pour l'instant que grossièrement prévisibles (Walsh *et al.* 2005a). Toutefois, en ce qui concerne les impacts de l'urbanisation sur les habitats et les organismes vivants, ainsi que sur les facteurs d'urbanisation responsables de ces effets, certaines tendances émergent à travers la littérature.

Le cadre théorique de l'« *Urban Stream Syndrome* » (USS ; Walsh *et al.* 2005a) est très pertinent pour la présente étude. Ce concept décrit la dégradation écologique



encourue par les cours d'eau des bassins versants urbanisés. Cette dégradation a de nombreuses facettes hydrologiques, physico-chimiques et écologiques. Celles-ci seront décrites dans cette section.

### 1.1. Urbanisation des habitats aquatiques

Afin de quantifier l'intensité de l'urbanisation, de nombreuses études utilisent le recouvrement imperméable (RI ; Klein, 1979 ; Valtanen *et al.* 2014). Cette mesure est la proportion d'une zone d'intérêt, un bassin versant par exemple, recouverte par des matériaux empêchant l'infiltration de l'eau dans le sol, tels le béton et l'asphalte (Arnold et Gibbons, 1996). En plus d'être fortement corrélé aux variables démographiques humaines, comme la densité des routes et le nombre de bâtiments (Brabec *et al.* 2002 ; Cappiella et Brown, 2001), le RI met l'accent sur l'aspect mécanistique entre l'infrastructure humaine et ses impacts sur l'environnement aquatique. Le modèle du recouvrement imperméable (MRI, Schueler *et al.* 2009) s'inscrit dans le USS et décrit la réponse générale des cours d'eau face à l'urbanisation en utilisant comme variable explicative le RI (Figure 2). Selon ce modèle, plus une zone est couverte de matériaux imperméables, plus l'état de ses cours d'eau se détériore : ils ne supportent plus leurs fonctions en manière d'hydrologie, de stabilité, d'habitat, de qualité de l'eau ou de diversité biologique. Ce modèle tente aussi d'expliquer les nombreuses observations de valeurs d'urbanisation seuil au-dessous desquelles les cours d'eau ne semblent pas être affectés par l'urbanisation. En effet, plusieurs auteurs ont observé des seuils critiques de 5 % à 15 % de surface imperméable (ex. Jones et Clark, 1987 ; Stanfield et Kilgour, 2006 ; Schiff et Benoit, 2007). Selon le MRI, ces cours d'eau peu urbains donc ayant un paysage à bas RI, seront affectés par d'autres paramètres du paysage, tel que l'agriculture.

Le recouvrement imperméable n'est toutefois pas le seul paramètre régional utilisé. Le paysage actuel et historique du bassin versant, par exemple, le couvert forestier et agricole a aussi un important effet sur de nombreux processus biologiques, physico-chimiques et hydrologiques (Fausch *et al.* 2002 ; Allan, 2004 ; Bazinet *et al.* 2010 ; Brown *et al.* 2009 ; Harding *et al.* 1998). Ces caractéristiques sont souvent utilisées conjointement au RI afin d'expliquer les réponses observées (ex. Stanfield et Kilgour, 2012 ; Cappiella et Brown, 2001).

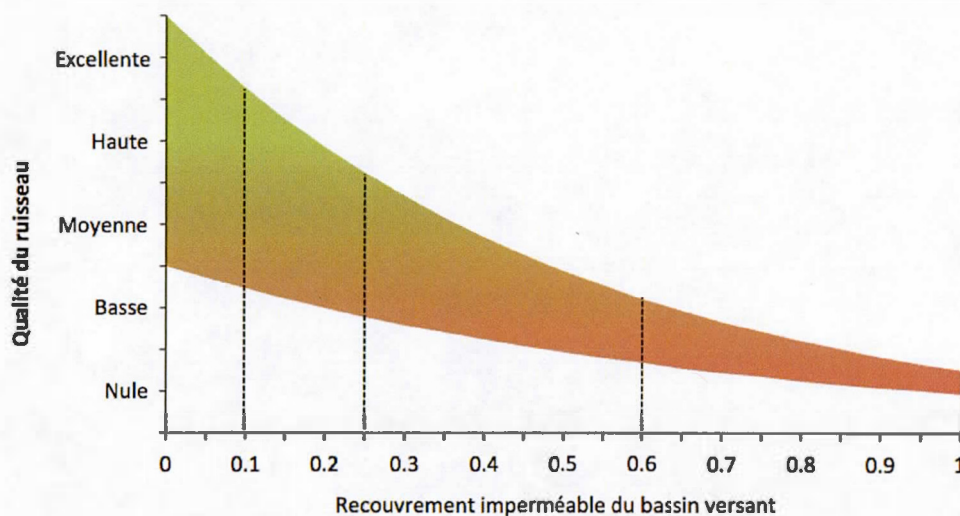


Figure 2. Modèle du recouvrement imperméable. Tiré de Schueler *et al.* 2009.

« Qualité du ruisseau » réfère aux fonctions écosystémiques testées par un indice étalonné ou en comparant a des sites de références non impactés.

De manière générale, l'urbanisation est liée à une augmentation du « *flashiness* » des cours d'eau, un phénomène ayant diverses conséquences (Baker *et al.* 2004).

L'infiltration de surface et la rétention de l'eau dans les sols urbains diminuent

drastiquement : la pluie s'écoule directement dans les cours d'eau via les égouts pluviaux, systèmes de drainage et surfaces minéralisées. La compaction du sol en zone urbaine contribue aussi au phénomène (Gregory *et al.* 2006). Cela augmente considérablement les débits de crues sur une courte période suivant les événements de pluies et, conséquemment, la non-rétention de l'eau dans les sols entraîne une diminution du niveau de la nappe phréatique et du débit à l'étiage des ruisseaux (Figure 3). Les débits de crues rapides et intenses contribuent significativement à l'érosion et au lessivage des débris et organismes mal fixés. Les cours d'eau affectés par un grand *flashiness* sont ainsi souvent élargis et présentent des sédiments de fine taille et plus homogènes (Paul et Meyer, 2001 ; Trimble, 1997).

Les changements au niveau du débit à l'étiage sont moins consistants d'une ville à l'autre. Des cours d'eau de New York par exemple ont bel et bien montré une diminution draconienne de son débit à l'étiage (Simmons et Reynolds, 1983), alors qu'à Washington une telle tendance n'a pas été observée (Konrad et Booth, 2002). Bien que le développement urbain contribue significativement à l'abaissement de l'infiltration et l'écoulement de subsurface, des sources d'eau additionnelles peuvent venir contrecarrer cet abaissement. Les fuites des réseaux d'aquifères ou d'irrigation transportant l'eau vers les villes sont de telles sources anthropiques d'eau augmentant les débits à l'étiage (Konrad et Booth, 2005).

Les possibles abaissements du débit basal augmentent l'intermittence des ruisseaux, causant des périodes de stagnation ou de sécheresse (Konrad et Booth, 2005). Effectivement, lors de périodes sèches le niveau d'eau peut diminuer et isoler certaines parties du cours d'eau. Dans les étangs ainsi créés, la respiration des organismes surpasse alors l'apport en oxygène ce qui peut abaisser la concentration en oxygène sous les seuils de tolérance des organismes sensibles (Thorp et Covich, 2001). La plus faible quantité d'eau des ruisseaux concentre les contaminants retrouvés dans les effluents et ruissellements urbains (Extence, 1981). Ces épisodes

de sécheresse et de débit anormalement bas altèrent donc la composition des communautés biologiques en faveur d'organismes mieux adaptés tels que les oligochètes et chironomidés (Extence, 1981).

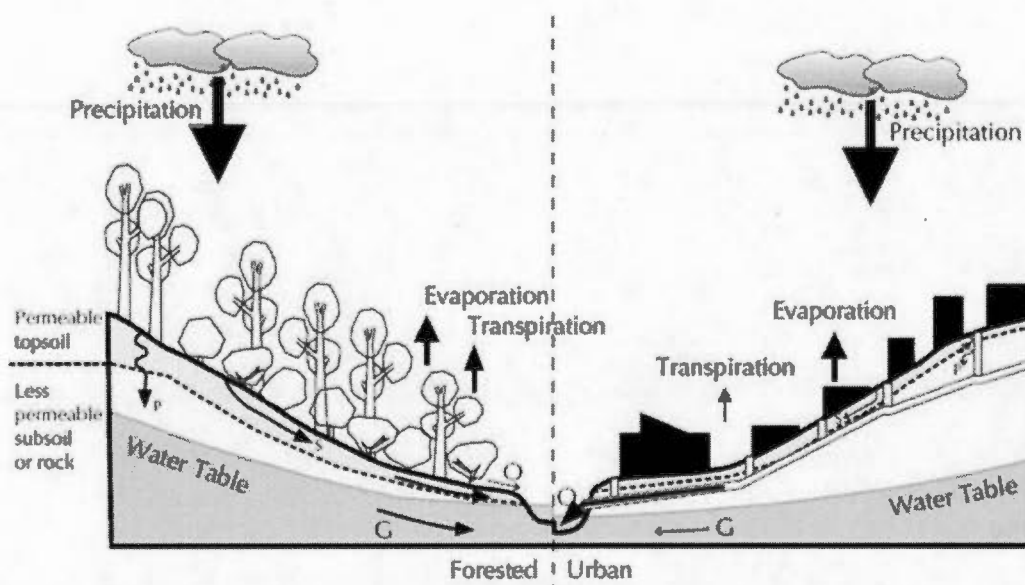


Figure 3. Modèle conceptuel de l'effet de l'imperméabilisation des sols urbains sur le régime hydrique des cours d'eau. Tiré de Walsh *et al.* 2004. Les flèches représentent les voies empruntées par l'eau : la percolation (P), l'écoulement de subsurface (S), écoulement souterrain (G) et l'écoulement de surface (O).

Plusieurs phénomènes anthropiques altèrent aussi les régimes de température des cours d'eau en zone urbaine (Pluhowski, 1970 ; Kinouchi *et al.* 2007). Par exemple, la coupe de la végétation riveraine augmentant l'ensoleillement, la diminution de l'albédo des bassins versants et le réchauffement climatique en sont les principales causes (LeBlanc *et al.* 1997). L'urbanisation s'accompagne aussi souvent d'une hausse de la fréquence des incidences de températures extrêmes. Ceci est étroitement

lié au ruissellement accéléré de l'eau de pluie sur des surfaces imperméables très chaudes, tels les îlots de chaleurs (Somers *et al.* 2013). Ainsi, les causes de l'augmentation du *flashiness* intensifient et augmentent la fréquence des températures extrêmes.

Le développement urbain peut aussi modifier la morphologie des cours d'eau (Paul et Meyer, 2001). Comme mentionné plus tôt, le RI des villes s'accompagne d'une hausse de l'érosion des berges donc d'un élargissement général du lit (Hammer, 1972 ; Booth et Jackson, 1997). De plus, la dégradation de la végétation riveraine associée aux milieux urbains accélère cet élargissement (Hession *et al.* 2003). Finalement, la construction de nouveaux quartiers, souvent accompagnée d'un retrait complet de la végétation sur une très grande superficie, provoque une sédimentation accélérée remplissant les fosses, homogénéisant le lit et la morphologie des cours d'eau avoisinants (Wolman et Schick, 1967).

Certaines altérations morphologiques sont donc des conséquences indirectes de l'urbanisation, toutefois de très nombreuses modifications sont volontaires. Ces dernières ont pour but d'accommoder la vie des citoyens, de faciliter le travail des gestionnaires du territoire ou de réduire les risques d'inondation. Quelques exemples fréquemment rencontrés en ville seraient l'installation de barrages, de ponceaux et de structure de contrôle de l'érosion. Ces deux premiers exemples viennent diminuer la connectivité interne des cours d'eau, nuisant au déplacement de la faune (Favaro *et al.* 2014). Les structures de contrôle de l'érosion diminuent l'hétérogénéité spatiale et augmentent la vitesse de l'eau (Beavan *et al.* 2001). La sédimentation accélérée associée à l'urbanisation provoque des problèmes qui nécessitent, dans de nombreux cas, un reprofilage des cours d'eau. Ces reprofilages, soit un changement de morphologie, ont souvent comme but l'élimination des méandres ou le retrait des sédiments. La nature même des travaux produit donc un changement complet du substrat puisque le nouveau canal est creusé à même le sol (Beavan *et al.* 2001).

Dépendant du but des travaux et de l'attention mise à l'écologie du ruisseau reprofilé, l'habitat peut devenir stérile et homogène ou être muni de microhabitats plus complexes. Finalement, l'entretien des cours d'eau d'importance crée une diminution du nombre de débris et de la diversité en microhabitats. Ce lissage des cours d'eau augmente les risques de lessivage des invertébrés et poissons non adapté aux débits de crues extrêmes (Holomuzki et Biggs, 2000).

En ville, les cours d'eau de bas ordre sont souvent remplacés par des canaux et fossés artificiels, phénomène central au concept de l'« *Urban Watershed Continuum* » (UWC ; Kaushal et Belt, 2012). Cette modification de la source des cours d'eau altère la physico-chimie et les caractéristiques de la matière organique dissoute ou en suspension de tout le réseau en aval (Kaushal et Belt, 2012). L'élimination du ruissellement naturel, ainsi que l'abaissement de la nappe phréatique, deux conséquences décrites par le UWC, empêchent la microfaune des sols associés à la végétation riveraine de filtrer l'eau et de dégrader les contaminants qu'elle transporte (Groffman *et al.* 2002). Puisque de nombreux polluants se déposent sur les sols urbains, ceux-ci se dissolvent dans l'eau de pluie et aboutissent sans obstacle dans les cours d'eau (ex. Burkhardt *et al.* 2011 ; Hatt *et al.* 2004). Les contaminants fréquents en zones urbaines sont des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), de nombreux pesticides (Brown *et al.* 2009) et le sel de dégivrage des routes (Koryak *et al.* 2001).

## 1.2. Effet de l'urbanisation sur les organismes benthiques

Les communautés biologiques en réponse aux modifications de leur habitat vont principalement altérer leur composition et leur abondance. Tout au long de leur vie, ces organismes intègrent les nombreux stress associés aux environnements urbains.

Les organismes tolérants aux perturbations ambiantes vont dominer les communautés subissant un stress et, de manière générale, ces communautés vont s'appauvrir en espèces (ex. Bazinet *et al.* 2010). Ainsi, il est possible d'avoir un portrait de l'environnement sur diverses échelles temporelles et spatiales selon la communauté étudiée (Karr, 1981). En ce sens, les MIB sont d'excellents bio-indicateurs : ils sont bien connus, sédentaires, longévifs, ubiquitaires, volatils et diversifiés (Resh, 2008). L'appauvrissement de la communauté de MIB a des conséquences à l'intérieur et autour des milieux aquatiques perturbés puisque l'apport des cours d'eau aux écotones et écosystèmes riverains est substantiel (Ballinger et Lake, 2006). Par exemple, les MIB au stade adulte ailé produisent un flux important de biomasse aux organismes insectivores terrestres et amphibiens (Ballinger et Lake, 2006).

Parmi les nombreuses études faites sur les MIB et leur réponse aux perturbations, la physico-chimie de l'eau est ressortie comme étant un élément clé modelant ces communautés. Par exemple, une augmentation de la conductivité de l'eau est liée à une toxicité sur les MIB et poissons (ex. Kefford, 1998 ; Spieles et Mitsch, 2000). La conductivité, mesure grossière de la quantité d'ions dissous dans l'eau, est affectée par l'humain via diverses activités telles que l'épandage de sels déglaçant sur les routes, le déversement ponctuel de produits chimiques (égouts, industries, etc.) ou l'utilisation d'engrais (Hatt *et al.* 2004 ; World Health Organization, 1996). La conductivité, la concentration d'azote et de phosphore dissous, ainsi que la quantité de coliformes fécaux peuvent être utilisés comme indicateurs du niveau de contamination d'un cours d'eau (Johnson *et al.* 2013). Cette contamination altère les communautés de MIB en réduisant les populations d'organismes sensibles, par exemple les larves d'éphémères, de plécoptères et de trichoptères (EPT) au profit des organismes tolérants, tels les annélides, mollusques et larves de chironomidés (Metcalf, 1989). Ainsi, la diversité et l'intégrité biotique des cours d'eau pollués sont généralement faibles (ex. Lunde et Resh, 2012 ; Lammert et Allan, 1999 ; Dahl *et al.* 2004).



La température de l'eau, la turbidité et la quantité d'oxygène dissout sont d'autres exemples de caractéristiques de l'habitat aquatique ayant un impact sur la communauté de MIB. Par exemple, une étude portant sur les EPT et coléoptères montre que ces assemblages sont majoritairement modelés par les écarts de température, en particulier dans les cours d'eau de bas ordres (Haidekker et Hering, 2006). Ainsi, une modification de ces paramètres a des effets structurants sur les communautés biologiques (Metcalf, 1989 ; Lessard et Hayes, 2003 ; Buss *et al.* 2002 ; Spieles et Mitsch, 2000 ; Spieles et Mitsch, 2003 ; Wood et Armitage, 1997 ; Somers *et al.* 2013).

Les périodes d'hypoxie, même courtes, altèrent la composition des communautés de MIB. Généralement, l'oxygène dissout n'est pas important dans les cours d'eau vifs puisque la grande surface de contact entre l'air et l'eau augmente la dissolution de l'O<sub>2</sub>. Toutefois, comme mentionnée dans la section précédente, dans des conditions spécifiques, l'hypoxie peut devenir importante. Les taxons nécessitant beaucoup d'oxygène, tels les plécoptères, sont désavantagés dans ces conditions particulières (Hilsenhoff, 2001 ; Friberg *et al.* 2009). Ainsi, lorsque le courant est faible ou nul et que les sédiments organiques sont peu perturbés, il est possible que la demande biologique en oxygène crée des zones hypoxiques. Plusieurs MIB ne possèdent pas d'adaptations leur permettant de survivre dans ces milieux inhospitaliers. Les pulmonés (Gasteropoda), quant à eux, survivent aisément dans des milieux anoxiques en remontant à la surface pour respirer (Brown, 2001), ou encore certains chironomidés possèdent un pigment similaire à l'hémoglobine leur permettant d'emmagasinier l'oxygène et de survivre à des conditions hypoxiques (Hershey et Lamberti, 2001). Ainsi, un cours d'eau à haut risque d'hypoxie peut exercer une pression sur la communauté de MIB, ne sélectionnant que les espèces adaptées à ces conditions.



En milieu urbain, où la sédimentation est accélérée, l'homogénéisation du substrat stimule l'appauvrissement des communautés de MIB (Lamouroux *et al.* 2004). Ces paramètres morphologiques sont d'importants facteurs pour les communautés biologiques, puisque la composition d'une communauté benthique est considérablement affectée par le substrat local. Le caractère minéral ou organique, la présence de macrophytes ou de périphyton, la taille et la stabilité des particules du substrat benthique sont des caractéristiques qui structurent la communauté de MIB (Hershey et Lamberti, 2001). Un habitat hétérogène mêlant roche, bois et macrophytes est propice à accueillir une communauté diversifiée, alors qu'un substrat homogène, telle une vaste étendue de feuille morte, accueillera d'importantes populations d'un petit nombre de spécialistes (Beisel *et al.* 2000 ; Taniguchi et Tokeshi, 2004).

Les gros débris ligneux forment des habitats extrêmement complexes qui fournissent substrat, nourriture (biofilms) et refuges stables pour les MIB (Hrodey *et al.* 2008 ; Johnson *et al.* 2003). Ces débris de bois sont donc des habitats complets pour les MIB, qui souvent servent d'habitat de l'oviposition des œufs jusqu'à l'envol des adultes (Anderson *et al.* 1978) et sont donc nécessaires à la colonisation par de nombreuses espèces (Smith *et al.* 2009). Les macrophytes offrent un environnement similaire en plus d'augmenter localement les teneurs en oxygène. Puisque ces matrices tridimensionnelles abritent des communautés de MIB nettement plus riches que le substrat environnant (O'Connor, 1991), l'hétérogénéité spatiale est souvent augmentée lors de projet de restauration de cours d'eau impacté par l'humain (Hrodey *et al.* 2008). Dans une revue de littérature sur le sujet, 30 % des sites restaurés ont atteint l'état naturel visé (Palmer *et al.* 2010), ce qui confirme l'importance de la structure physique des ruisseaux pour les communautés d'invertébrés. L'hétérogénéité temporelle de l'habitat peut aussi affecter les communautés aquatiques. Les événements hydrologiques extrêmes, comme les

sécheresses, inondations et *flash* de débit, peuvent en effet remodeler les habitats et les communautés (Reich et Lake, 2014).

Les stress exercés par l'environnement biotique sur ces mêmes communautés ne sont pas négligeables et doivent être aussi pris en compte. La prédation, par les poissons, amphibiens ou MIB prédateurs, a un impact tant qualitatif que quantitatif (Williams *et al.* 2003). Par exemple, la présence de crapet arlequin, un poisson prédateur, diminue la diversité et l'abondance des MIB dans le substrat benthique (Gilinsky, 1984). De plus, cette prédation est biaisée vers certains taxons favorisant ainsi les espèces épargnées par contrôle *top-down* ou par l'élimination de la compétition. Un autre exemple montre que *Perca fluviatilis*, un prédateur omnivore, consomme les arthropodes benthiques avantagent les mollusques, non consommés (Diehl, 1992). Dans ces deux études, la présence de macrophytes augmentait considérablement la survie des MIB en offrant une matrice tridimensionnelle complexe.

Comme mentionné ci-dessus, le nombre de facteurs pouvant affecter les organismes benthiques est élevé et ceux-ci n'agissent pas indépendamment les uns des autres. Ainsi, dans un contexte d'urbanisation de nombreux chercheurs ont préféré étudier les réponses aux perturbations régionales de manière plus générale en étudiant les communautés biologiques sur une échelle régionale (ex. Brown *et al.* 2009). Bien que cette échelle régionale ne puisse prédire précisément les propriétés d'une parcelle, et donc de la communauté qui s'y trouve, elle est pertinente pour expliquer la composition et la diversité de la communauté des bassins versants. La réponse des communautés à cette urbanisation régionale se traduit généralement par une perte en diversité, en particulier pour les taxons sensibles, tels les EPT, un gain en taxon tolérant, tels les oligochètes et les chironomidés et une diminution générale de l'abondance en MIB (ex. Brown *et al.* 2009).

### 1.3. Diversité des communautés en milieux lotiques.

De manière générale, la composition biologique d'un cours d'eau informe sur les stress sporadiques et chroniques encourus par les organismes, ce que des données chimiques ne pourraient pas nécessairement dévoiler (Karr, 1981). Afin d'utiliser de telles données, plusieurs indices biologiques peuvent être employés pour ramener la complexité de la biocénose en un chiffre simple d'interprétation mettant en valeur un aspect précis de cet ensemble.

Les indices de diversité permettent de mesurer le nombre d'espèces présentes dans une communauté ainsi que l'égalité de répartition des espèces dans la communauté (Whittaker, 1972). La diversité totale d'une région, ou diversité  $\gamma$ , se sépare en deux catégories plus précises : la diversité  $\alpha$  qui mesure la diversité dans des conditions ou endroits déterminés et la diversité  $\beta$  qui mesure la variation de cette diversité avec le gradient de conditions retrouvé dans le système (Whittaker, 1972). Ainsi, selon la différence des habitats retrouvés dans un paysage d'habitats observé, certaines parcelles abriteraient une communauté plus ou moins semblable aux autres. Les outils permettant de calculer la diversité  $\beta$ , permettent d'identifier les habitats les plus différents, et dans une situation d'urbanisation, ils pourraient permettre d'identifier les sites abritant les communautés les plus uniques dans le paysage et ceux abritant les communautés les plus normales (Legendre et De Cáceres, 2013).

La composition d'une communauté locale de MIB dans une section de cours d'eau est limitée par le « *pool* » régional d'espèces et par le transport de propagule entre les différents habitats (Smith *et al.* 2009). La dispersion de ces organismes se fait en grande partie par le réseau hydrographique, particulièrement pour les espèces sans stade adulte ailé et celles qui sont de faibles voleurs (Grönroos *et al.* 2013 ; Sanderson *et al.* 2004). Ainsi, il serait plus probable d'observer des communautés similaires au

sein d'un même ruisseau, et plus encore dans des tronçons adjacents (Guéniard *et al.* 2010). Toutefois, de nombreuses espèces d'insectes ont un stade adulte terrestre facilitant la dispersion : par exemple les diptères, coléoptères et odonates pour ne nommer que ces trois ordres (Hershey et Lamberti, 2001). Cette dispersion est facilitée par la connectivité des habitats terrestres riverains, une connectivité qui est grandement limitée en milieu urbain par l'infrastructure urbaine (Smith *et al.* 2009).

#### 1.4. Objectifs et hypothèses

Dans ce contexte, l'étude effectuée a tenté de répondre à trois objectifs (Figure 4). Le premier (Obj. 1) fut de quantifier l'influence du développement urbain du territoire de Laval sur les paramètres abiotiques ayant un impact potentiel sur les communautés de MIB. Pour cet objectif, il était attendu que l'urbanisation de l'île Jésus cause une augmentation des débits de crues, de la pollution organique, de la pollution inorganique et de la température de l'eau, ainsi qu'une diminution de l'hétérogénéité spatiale, de la concentration en oxygène dissous et du débit à l'étiage (H1). Toutefois, comme prédit par le MRI, les sites moins urbanisés, mais en ville, ne sont pas nécessairement libres de perturbation. D'autres stress, tels que ceux produits par l'agriculture, auraient un effet semblable à celui de l'urbanisation produisant ainsi une réponse avec seuil (H2 ; Figure 5). En effet, les paysages agricoles viennent aussi avec leur lot de perturbations qui s'apparentent parfois à celles causées par les villes : contaminations en phosphore, azote, augmentation de la température, etc.

Comme second objectif (Obj. 2), il a été déterminé de définir la réponse générale des MIB à l'urbanisation de leur habitat régional. Les communautés de MIB seront moins diversifiées, moins abondantes et seront constituées d'espèces plus tolérantes avec l'augmentation de l'urbanisation dans la zone drainée par chaque site. Les espèces

sensibles aux perturbations ne se trouveront pas dans les sites les plus impactés puisque ces sites présenteront des conditions abiotiques défavorables. Le RI sera donc associé à des communautés pauvres et tolérantes (H3). De plus, les sites drainant les zones les moins urbanisées contribueront le plus à la diversité bêta de l'île en abritant le plus d'espèces sensibles. Ce scénario suppose que le paramètre régissant le plus la contribution des sites est la contamination de l'eau.

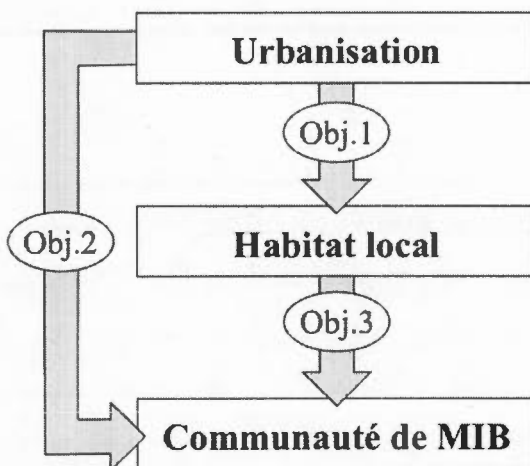


Figure 4. Objectifs de l'étude. Les flèches numérotées représentent les interactions qui ont été abordées.

Le troisième et dernier objectif (Obj. 3) fut de quantifier l'influence des paramètres abiotiques locaux sur les communautés de MIB dans le but de connaître les principaux vecteurs de dégradation de la communauté. Le type de substrat et la complexité de l'habitat seront les paramètres locaux les plus influents. Comme mentionné dans la section 1.2, le type de substrat a un impact majeur sur la diversité. De plus, les habitats complexes, tels les débris ligneux et les macrophytes, offrent une diversité d'habitat et de refuge pour les espèces, permettant une plus grande richesse

d'espèces à niche différente (H4). Les conclusions de ce dernier objectif pourront servir à identifier les cibles pour d'éventuelles restaurations des cours d'eau de l'île Jésus.

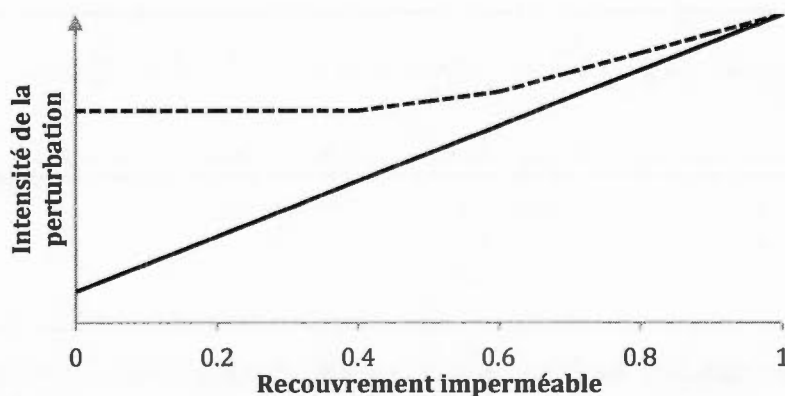


Figure 5. Schématisation des hypothèses H1 et H2 du premier objectif. La ligne pleine représente une situation sans perturbations anthropiques autre que l'urbanisation. La ligne pointillée quant à elle représente une situation où les sites peu urbanisés sont aussi perturbés. Sur le territoire étudié, ceci correspondrait à l'agriculture. Sur ce schéma, il est possible de voir un seuil à 40% de recouvrement imperméable avant lequel il n'est pas possible de voir l'effet de l'urbanisation.

## CHAPITRE II

### DEPLETED BIODIVERSITY OF BENTHIC MACROINVERTEBRATE COMMUNITIES IN AN URBANIZED SOUTH-EASTERN CANADIAN CITY.

Laurent Fraser<sup>1,2</sup> and Beatrix E. Beisner<sup>1,2,\*</sup>

<sup>1</sup>Department of Biological Sciences, University of Québec at Montréal, Montréal,  
Québec, Canada, H2X 1Y4, <sup>2</sup>Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie et  
en environnements aquatiques (GRIL), Montréal, Québec, Canada, H2X 1Y4

Submitted in the Journal of Urban Ecology

## 2.1 Abstract

Urban sprawl over the last several decades has deeply altered many landscapes, including those of the heavily populated regions in southeastern Canada. In most of these north temperate urbanized areas, the few main remaining aquatic ecosystems are streams. We assessed the response of stream benthic macroinvertebrate (BMI) communities in this region to urbanization. Seven low-order streams in the Montréal metropolitan area were surveyed in 2014 and 2015, covering gradients from ancestral agricultural lands to parks and to highly industrial land uses. At sites located every 500m along each stream length we assessed indicators of stream bank condition, submerged habitat and water quality, as well as BMI community composition. Land use and impervious cover (IC) were quantified in a 400m corridor along each stream using GIS. IC was strongly related to residential and industrial land use, water quality variables and habitat characteristics. With urbanization, BMI communities were less diverse and dominated by pollution-tolerant species. The biotic shifts were mainly explained by contamination of stream waters. Results indicate that even where government-imposed environmental norms were respected, urbanized streams are strongly impacted and merit special attention in urban planning.



## 2.2 Introduction

Urbanization is a powerful vector for aquatic ecosystem change (Grimm *et al.* 2000) as natural environments are transformed to accommodate human populations (McKinney, 2002). With the urban sprawl, small perennial streams, when preserved, are often the last natural aquatic ecosystems remaining, and act as natural stormwater drainage. More often, however, they were buried to facilitate urban development (Elmore & Kaushal, 2008). In cities and suburbs, the remaining open air aquatic habitats are generally highly homogenized (McKinney, 2006; Groffman *et al.* 2014), less connected (Lake *et al.* 2007; Favaro *et al.* 2014), exposed to less permeable surfaces (Schueler *et al.* 2009), and to notable levels of pollution in their waters and adjacent soils (Hatt *et al.* 2004). Such stressors can have multiple detrimental consequences on water chemistry (Mouri *et al.* 2011), morphology (O'Driscoll *et al.* 2009) and thus, on the ecology (Violin *et al.* 2011) of streams draining urbanized areas.

Benthic invertebrate communities composition and functions are controlled by physical (Mackay, 1992; Lancaster & Hildrew, 1993; Beisel *et al.* 2000) and chemical states (Friberg *et al.* 2009) of streams at multiple temporal and spatial scales. The capacity of these communities to rapidly integrate and respond to such environmental alterations qualifies them as ideal study subjects with respect to assessing stream ecological state (Resh, 2008). Furthermore, benthic invertebrates are important components of both aquatic and terrestrial food webs, linking these two ecosystems (Wallace & Webster, 1996; Ballinger & Lake, 2006).

The functional diversity of benthic invertebrate communities in anthropogenically impacted environments is commonly considered with respect to ecological tolerance to pollution (e.g. Hilsenhoff, 1988), capturing the response of benthic invertebrate

taxa to environmental gradients. In more pristine forested environments, functional feeding groups (e.g. Compin & Céréghino, 2007) are also often used, as they apply directly to the River Continuum Concept (RCC; Vannote *et al.* 1980).

Functional relations normally evident in the environmental transitions captured in the RCC are unlikely to be important in urban ecosystems. Instead, normal functional relations are disrupted (e.g. Winter & Duthie, 1998; Stepenuck *et al.* 2002), with benthic communities consequently shaped by other variables, leading to the development of other synthetic frameworks, including: the Urban Watershed Continuum (UWC; Kaushal & Belt, 2012), and the Urban Stream Syndrome (USS; Walsh *et al.* 2005a).

The UWC considers the fact that headwaters and intermittent streams are often buried or replaced by channels and ditches in urban environments; changing entirely the input characteristics of organic matter and the physico-chemical properties of the water (Elmore & Kaushal, 2008; Kaushal & Belt, 2012), with eventual shifts in benthic invertebrate communities.

The USS framework captures the responses of biotic communities to urbanization, predicting reduced abundances of sensitive species, as well as in alpha diversity indicators such as community richness. Globally, urbanization has thus been shown to be an important cause of multi-scale stream degradation for communities and habitats (e.g. Brabec *et al.* 2002; Fitzpatrick *et al.* 2005; Walsh *et al.* 2005a). Similar trends have also been found for East Canadian and North-East American urban streams (e.g. Stepenuck *et al.* 2002, Urban *et al.* 2006, Bazinet *et al.* 2010). These studies often simply validated, or partly validated the main hypothesis of the USS framework.

Despite these conceptual frameworks, it has been challenging to fully generalize stream responses, including the responses of benthic invertebrate communities to

urbanization, because of geographical, biological and climatic identity shifts between studied areas (Brown *et al.* 2009). Moreover, local water and stream management policies vary from city-to-city and these are likely to further influence stream responses to urbanization.

Macroinvertebrate communities are not isolated in space and are thus subject to receive species from adjacent communities. Thereby, in addition to the well-studied environmental local and regional aspect, a spatial component can also be very important to shape the benthic communities (Shurin *et al.* 2009). Macrobenthos species have different dispersal mode, and several species have an active flying dispersal stage (Kärnä *et al.* 2015). With very low aquatic and terrestrial connectivity associated with urban areas (e.g. Miller & Hobbs, 2002; Favaro *et al.* 2007) it is important to take this limitation into account when studying benthic invertebrate communities. An analysis of sites contribution to beta diversity is a way to target important sites in the urban landscape, assessing this spatial component of community controls (Legendre & de Cáceres, 2013).

The main goal of our study was to unravel the effect of local, regional and spatial effect on benthic invertebrate communities in a South-Eastern Canadian city, an area experiencing rapid urbanization rates, and for which there is a paucity of studies (but see Bazinet *et al.* 2010). Having a longitudinal design, with sites in seven drainage basin, and a beta diversity focus not often seen in urban literature, we address three questions: (1) what are the relations between urbanization and local habitat and water chemistry variables? (2) what are the relations between local environmental variables and the benthic invertebrate community? and (3) How does the benthic invertebrate community respond more generally to urbanization?

## 2.3 Methods

### 2.3.1 *Study area*

The City of Laval in Québec, Canada occupies an entire island (Jesus Island; Figure 6) making it an ideal study region as the boundaries are clearly defined by the larger rivers. Laval is also an important part of the Montréal metropolitan area, within which it has the largest number and reaches of streams in the territory. Furthermore, there is a wide variety of land use including agricultural, recreational, residential, and industrial in the territory. The island is located in the northern part of the Eastern Great Lakes Lowland Forests Ecoregion. It has a mean annual precipitation of 1093 mm and a mean annual temperature of  $5.9 \pm 2.2$  °C (1981–2010 data, Environment Canada, station #7017755). Over the past few decades, the City of Laval has seen a major expansion of its urbanized territory associated with important demographic and economic growth (Institut de la statistique du Québec, 2014).

During the ice-free season of 2014 and 2015, a total of 80 sites spanning 45.5km of stream lengths from seven perennial streams were sampled (Table 1). The streams were chosen to maximize differences in their catchment land use. Sampling stations were systematically chosen at every 500 m along each stream (Figure 6), with samples taken within a 25 m distance upstream of each point. Six stations had to be removed from the analyses owing to missing environmental data (three sites on Papineau and three on Gascon). All sampled streams were subject to a certain level of wastewater discharge, although two of them were more heavily connected to the network, and were the two with the highest IC: Papineau-Lavoie and La Pinière.

Table 1. Hydrology and landscape profile of the seven sampled streams. Hydrology measures are means  $\pm$  s.d. of each sampling stations. Landscape variables are the percentage of the 400 m corridor covered. N = number of stations per stream. IC = impervious cover.

<i>Streams</i>		<i>Hydrology</i>			<i>Landscape</i>		
Name	N	Length (km)	Depth (m)	Discharge (L/s)	IC (%)	Crops (%)	Forest (%)
Champagne	7	3.8	0.24 $\pm$ 0.19	20.9 $\pm$ 39.4	9.3	22.3	25.3
Gascon	14	7.7	0.20 $\pm$ 0.14	83.8 $\pm$ 119.9	5.1	40.9	15.8
La Pinière	17	10.9	0.35 $\pm$ 0.19	213.6 $\pm$ 199.4	37.8	0.0	22.1
Papineau	14	9.1	0.27 $\pm$ 0.18	123.3 $\pm$ 143.3	35.6	0.0	23.8
Paradis	17	10.0	0.22 $\pm$ 0.10	230.7 $\pm$ 210.0	21.1	19.9	22.1
Ste-Rose	5	2.4	0.29 $\pm$ 0.19	78.3 $\pm$ 106.6	27.5	3.9	14.2
Vivian	6	2.5	0.19 $\pm$ 0.12	66.8 $\pm$ 62.6	19.6	0.0	16.9

### 2.3.2 Macroinvertebrate sampling

Benthic invertebrates were sampled at each site in May 2014 for Champagne, Gascon, La Piniere and Papineau-Lavoie streams and in May 2015 for Paradis, Ste-Rose and Vivian streams. At each sampling station, a total area of 1.5 m<sup>2</sup> in 2014 and 0.9 m<sup>2</sup> in 2015 of sediment was sampled using a 0.3 x 0.3 m Surber sampler (500  $\mu$ m nitex screen) around woody debris, dense roots and in riffles whenever possible to maximize sampling success. In the absence of such structures, samples were randomly taken on the streambed. Samples were preserved in 75% ethanol (final concentration).

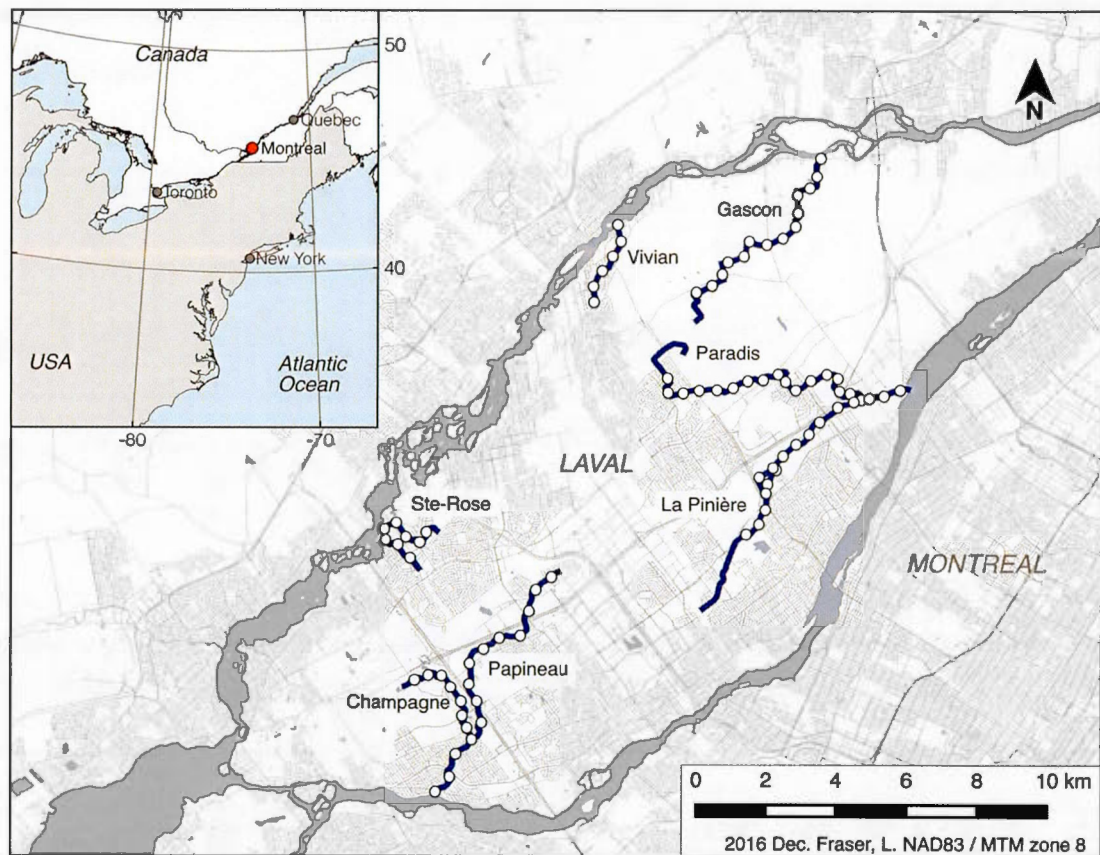


Figure 6. Map of the sampling sites in the City of Laval (Jesus Island), Québec, Canada. Blue lines show the sampled streams with sampling stations indicated as white dots. Roads are shown with gray lines.

In the lab, random subsamples were taken using a Caton sampler (Caton, 1991). Subsamples of fixed fraction (5%) were collected from the main sample and fully identified. For each station, a minimum of 200 individuals was identified, if not another subsample was collected. Identification was made to the family level for insect and mollusc taxa, order for Crustacea, class for Annelidae and phylum for all other groups using Thorp & Covich (2001) using a dissecting microscope. An average of 361 invertebrates per station was identified in this way, with seven sites yielding less than 200 individuals. The entire sample was then scanned for rare taxa,



nothing of interest was found in this way, and those data were not included in this paper. Abundances were rarefied, lowering the total abundance at each station relatively to the sampled area and subsampled fraction. See Supplementary Material (Table A1) for taxon name abbreviations.

Seven community indices were calculated at each site: alpha diversity estimated using the Shannon index (Shannon, 1948), Ephemeroptera—Plecoptera—Trichoptera rarefied abundances (EPT), Family-level biotic index (FBI; Hilsenhoff, 1988), Oligochaeta rarefied abundance, invertebrate rarefied abundance, taxonomic richness and the Local contribution to beta diversity (LCBD; Legendre & de Cáceres, 2013). LCBD was calculated using Hellinger-transformed abundance data of individual catchments. See Table 2 for transformation details.

Table 2. Biotic indices used, their description and transformation type applied in the statistical analyses.

Abbreviations	Name	Transformation applied	Description
Shannon	Shannon Index	-	Alpha diversity index
EPT	Ephemeroptera, Plecoptera & Trichoptera total abundance	log <sub>10</sub>	Pollution tolerance index (sum of intolerant taxa)
FBI	Family-level biotic index	-	Hilsenhoff tolerance index
Oligochaeta	Oligochaeta abundance	log <sub>10</sub>	-
Abundance	Total MBI abundance	log <sub>10</sub>	-
Richness	Family richness	-	-
LCBD	Local contribution to beta-diversity	-	Beta diversity index

### 2.3.3 *Habitat and water quality*

Between May and September, water velocity and depth were estimated at each station fortnightly. Temperature, dissolved oxygen (DO), pH and conductivity (using YSI 600 XLM-M and YSI6920 probes) were measured monthly. Monthly water

samples were collected a minimum of 48 h after a rain event, to assess total phosphorus (TP) using potassium persulfate mineralization (Wetzel & Likens, 2000), total nitrogen (TN) using a continuous flow analyzer (ALPKEM FS3100©) with an alkaline persulfate digestion method following a standard protocol (Patton & Kryskalla, 2003), and total coliforms (using 3M© PetriFilm© count plates). Total coliforms were estimated by counting colonies formed after pipetting 1 mL of water from each site onto a PetriFilm plate and incubating for 48 h at room temperature on the top of a refrigerator.

Each sampling station was divided into five microsites of 5 m length within which substrate was characterized using six categories: clay/silt (< 0.02 mm), sand (0.02-2 mm), gravel (0.2-2 cm), pebbles (2–20 cm), bloc (> 20 cm) and bedrock. In August, percent cover by woody debris, organic debris, macrophytes (emergent, submerged and floating) and of each substrate category was estimated as a proportion of the total area of each microsite. An index of habitat heterogeneity was then estimated using a centroid-based dispersion index, more commonly used to estimate functional dispersion of community composition (Laliberté & Legendre, 2010) using all of these variables.

Two indices of habitat quality normally measured in Québec streams by the Ministry of Natural Resources and Environment were estimated for each site. The « *Indice de Qualité des Bandes Riveraines* » (IQBR ; Saint-Jacques & Richard, 1998 ; FQPPN, 2010) is a qualitative score that includes the proportion of trees, shrubs, herbaceous, bare soil, grass, crops, embankments and other anthropogenic materials. These cover values were estimated visually in the riparian zone in a 20 m x10 m plot on both sides of each stream sampling site. The *Indice de Qualité des Habitats* (IQH ; MDDEFP, 2013) is also a qualitative score that considers the degree to which stable habitat, anthropogenic modifications, and actual and potential bank stability are present. Finally, total tree cover was visually assessed at each site as a proportion of hidden



sky when looking straight up at the mid-point of each in-stream sampling station. All variable names were shortened for the analyses, abbreviations are reported in Table 2 along with any applied transformations.

Finally, fish abundance was measured in June, using three minnow traps randomly placed within the stations boundaries, baited with a slice of white bread, and left there for 24h. Fish were identified to the species level and immediately released. The fish abundance used encompass only the insectivorous and omnivorous fish captured.

#### 2.3.4 *Geographic analyses*

Buffer strips (200 m) along each side of each stream were defined using a Geographic Information System (GIS), creating a 400 m corridor (Collier & Clements, 2010) within which impervious cover (IC) and land use were estimated using orthophotos from 2013 with a 12 cm resolution. For each sampling station, cumulative cover for each land use types and IC were calculated using all upstream reaches, weighted by an arbitrary score of 1 for the immediate 500 m upstream reach, 0.5 for the second, 0.25 the third, etc. Land use was classified according to five categories: residential (principally housing); industrial (industries, quarries and highways); forested, agricultural (crops) and barren. Residential and industrial categories were used even if they are closely related to the IC for they do not react the same way in the models. Landscape dissimilarities were calculated as the Euclidian distances of the five scaled regional variables. All geomatic analyses were conducted in QGIS (QGIS Development Team, 2016).

Table 3. Variable abbreviations and their definition.

Abbreviation	Name	Unit	Transformation applied	Group	Description
Agric	Agricultural landscape	%	-	landscape	Proportion of agricultural land use in an upstream corridor of 400 m.
Barren	Barren landscape	%	-	landscape	Proportion of barren land use in an upstream corridor of 400 m.
C_sbstrrt	Coarse substrate	%	Logit	habitat	Proportion of substrate particles > 2 mm
Canopy	Canopy cover	%	Logit	habitat	Proportion of sky obscured by foliage
Colif	Total coliform count	CFU/100mL	Box-Cox ( $\lambda=-0.46$ )	water	-
Cond	Water conductivity	$\mu\text{S}/\text{cm}^3$	Box-Cox ( $\lambda=-0.23$ )	water	-
Depth	Average depth	m	Box-Cox ( $\lambda=0.33$ )	habitat	-
DO	Dissolved oxygen	mg/L	Box-Cox ( $\lambda=0.65$ )	water	-
Dschrg	Discharge	L/s	Box-Cox ( $\lambda=0.38$ )	habitat	-
Fish	Fish abundance	ind.	-	habitat	Abundance of insectivorous or omnivorous fish
Flow	Flow	m/s	Box-Cox ( $\lambda=0.51$ )	habitat	-
Forest	Forested landscape	%	-	landscape	Proportion of forested land use in an upstream corridor of 400 m.
Hab_hetero	Habitat heterogeneity	-	Box-Cox ( $\lambda=0.60$ )	habitat	Measure of in-stream heterogeneity at each station
IC	Impervious cover	%	-	landscape	Proportion of impervious surfaces in an upstream corridor of 400 m.
Indus	Industrial landscape	%	-	landscape	Proportion of industrial land use in an upstream corridor of 400 m.
IQBR	Indice de Qualité des Bandes Riveraines	-	Box-Cox ( $\lambda=0.22$ )	habitat	Multiparametric index describing bank quality at each station
IQH	Indice de Qualité de l'Habitat	-	Box-Cox ( $\lambda=0.81$ )	habitat	Multiparametric index describing in-stream habitat at each station
Macroph	Macrophytes	%	Logit	habitat	Proportion of in-stream habitat covered by macrophytes
O_debris	Organic debris	%	Logit	habitat	Proportion of in-stream habitat covered by organic debris, excluding silt and branches
pH	Water pH	-	Box-Cox ( $\lambda=2.16$ )	water	-
Resid	Residential landscape	%	-	landscape	Proportion of residential land use in an upstream corridor of 400 m.
Riffle	Riffle	%	Logit	habitat	Proportion of in-stream habitat qualitatively categorized as a riffle
Root	Rooting	%	Logit	habitat	Proportion of in-stream habitat covered by bare roots
Slope	Bank slope	°	Box-Cox ( $\lambda=0.65$ )	habitat	Mean slope of both banks
Temp	Water temperature	°C	Box-Cox ( $\lambda=0.96$ )	water	-
TN	Total nitrogen	ppm	Box-Cox ( $\lambda=-0.55$ )	water	-
TP	Total phosphorus	$\mu\text{g}/\text{L}$	Box-Cox ( $\lambda=-0.25$ )	water	-
W_debris	Woody debris	%	Logit	habitat	Proportion of in-stream habitat covered by woody debris

### 2.3.5 Statistical Analysis.

Abundance-based aggregative biotic community indices were log-transformed (Table 2). A Box-Cox transformation (Box & Cox, 1964) was applied to all quantitative environmental data. Semi-quantitative data, such as canopy cover, were logit transformed (Berkson, 1944) prior to analyses (Table 3). All statistical analyses were conducted in R (R Core Team, 2014) using the *car*, *FD*, *beta.div* and *vegan* packages. Maps were created in QGIS.

Relations between environmental variables were illustrated using a Principle Components Analysis (PCA). An equilibrium contribution circle was used to select variables with the biggest contribution to site variance (Legendre & Legendre, 2012). Pearson correlations between the environmental variables were also computed.

LOESS fits were estimated between biotic indices and raw IC values and were used to visually detect the presence of thresholds. Linear regressions were used to statistically assess the significance of relations obtained using LOESS.

Multiple linear regressions with backward selection and AIC were used to relate the biotic indices to the environmental factors. Three sets of environmental factors were used: local habitat, water quality and land use type and environmental variables were grouped as listed in Table 3. For each, an all subset multiple regression was used with Akaike information criterion (AIC; Akaike, 1973).

A redundancy analysis (RDA) using stepwise (mixed forward and backward) variable selection was done to examine the relations between each Hellinger-transformed taxon abundance and the environmental variables. The significance of the axes and of selected variables was determined using permutation tests and ANOVA, respectively.

The homogeneity of the communities of sites along each stream was estimated from 95% CI ellipse areas using permutation tests from Oksanen's `ordiareatest` function (Oksanen *et al.* 2015) on the first two RDA axes.

## 2.4 Results

### 2.4.1 *Relations between land use and environmental variables*

IC was strongly correlated with other regional variables and also to a small subset of selected habitat variables (Table 4). With urbanization, the presence of woody debris, roots, and canopy cover in the streams decreased, while average depth, bank slope, and discharge increased. The agricultural landscape had a significant impact, but inversely related to the same stream characteristics as IC (Table 4). Forested land use was positively related to the canopy cover, and IQBR.

Water quality was also linked to land use (Table 4): total coliforms and conductivity was positively related to the urbanization index, while the TN and temperature were related negatively. In the agricultural sites, stream water contained fewer coliforms, and lower specific conductance, but had higher TN, and temperature (Table 4).

A PCA (Figure 7) revealed the relations between the environmental variables across all sampling stations in all streams. There was a strong stream signal with aggregation of sites from the same stream in the PCA's ellipses. The strongest axis of variation (PC1) accounted for 33.2% of total variation, represented an agricultural—urban gradient, explained most of the variation between streams, and was strongly related to selected water quality metrics such as the conductivity and coliform count. On the other hand, the PC2 (24.7% of total variation) represented a habitat gradient with canopy cover and coarse substrate at one extreme, and organic debris, and macrophyte cover at the other (Figure 7). The presence of riffles, the steepness of the banks, IQBR, IQH, discharge, fish abundance, heterogeneity of habitat, pH, DO, TP, and TN were not selected as significant contributors to variation between sites.

Table 4. Significant Pearson correlation coefficients between environmental variables and land use metrics across all stream sites. Significance indicated as follows: nonsignificant (-), \* =  $p \leq 0.05$ , \*\* =  $p \leq 0.001$ , \*\*\* =  $p \leq 0.0001$ , See Table 2 for abbreviations and transformation details.

Variables	Land use					
	IC	Resid	Agric	Indust	Forest	Barren
<b>Urbanization index</b>						
IC	-	0.52***	-0.68***	0.64***	-0.63***	-
<b>Local habitat characteristics</b>						
Riffle	-	-	-	-	-	-
W debris	-0.32*	-	0.37*	-	-	-
Macroph	-	-	-	-	-	-
Root	-0.36*	-	0.25*	-0.26*	-	-
Canopy	-0.28*	-	-	-	0.31*	-
Slope	0.47***	-	-0.34*	0.57***	-0.34*	0.24*
IQBR	-	-	-	-	0.24*	-
IQH	-	-	-	-	-	-
C sbstr	-	-	-	-	-	-
Depth	-	-0.24*	-	0.30*	-	0.31*
Dschrg	0.28*	-	-0.28*	0.33*	-	0.27*
Fish	-	-	0.32*	-0.26*	-	-
Hab hetero	-	-	-	-	-	-
<b>Water quality</b>						
Temp	-	-	0.27*	-0.44**	-	-
Colif	0.58***	-	-0.64***	0.62***	-0.26*	-
pH	-	-0.37*	-	-	-	-
Cond	0.49***	-	-0.62***	0.61***	-	0.31*
DO	-	-	-	-	-	-
TP	-	-	-	-	-	-
TN	-0.34*	-	0.47***	-0.41**	-	-0.31*

#### 2.4.2 Relations between biotic indices and IC

A reduction of diversity across all sites was generally observed in the LOESS fits with IC (Figure 8 A-G): while Shannon (A) decrease was not significant, richness (B) and LCBD (C) linear regression models had significantly negative slopes. Community abundance (D) tended to increase with IC, but not significantly so. While EPT (E) had no clear relation to IC, being maintained at extremely low values, other tolerance indices, FBI (F) and Oligochaeta abundance (G), showed that community tolerance increases significantly along the studied gradient.

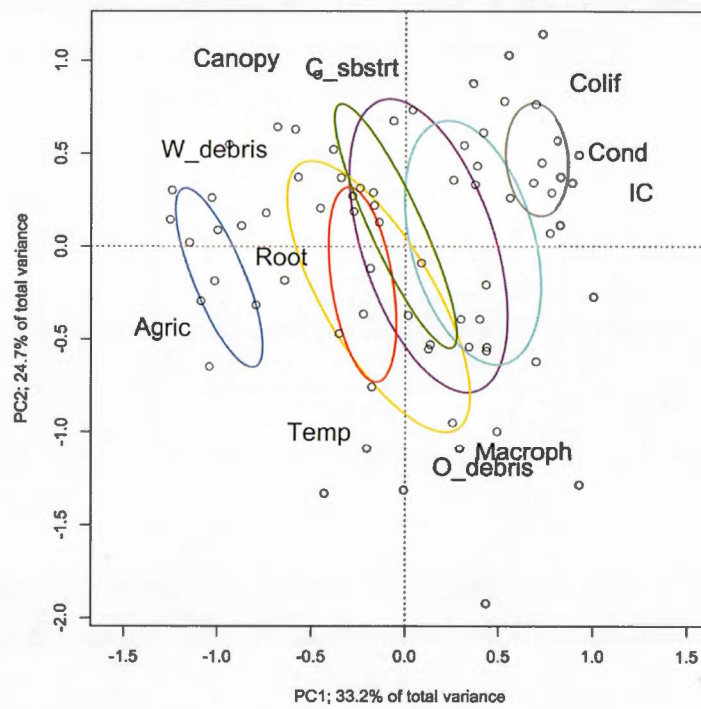


Figure 7. PCA of significant environmental variables and land use metrics across all streams. Significant variables were selected using an equilibrium contribution circle. Circles represent streams with : blue = Gascon; yellow = Paradis; red = Champagne; green = Ste-Rose; purple = Vivian; cyan = Papineau-Lavoie; grey = La Pinière.

#### 2.4.3 Biotic indices and environmental variables.

Regression models using local habitat variables demonstrated the importance of local physical and morphological characteristics for the biotic response variables (Table 5). All local habitat models were significant ( $p < 0.05$ ) with depth, IQH, discharge, woody debris, canopy cover, coarse substrate, and the heterogeneity of habitat being the most frequently selected habitat metrics. On the contrary, organic debris, macrophytes abundance, fish abundance, IQBR, roots presence, and riffle presence were never significant in selected models.

Water characteristic models were also all significant across biotic indices (Table 6). The variables selected most often across the indices were the total coliform count, pH, and TP. The coliform count was negatively related to Shannon, richness, and LCBD, and positively to the FBI and Oligochaeta abundance. DO was positively related to the Oligochaeta abundance and total macroinvertebrate abundance, and negatively to general community richness.

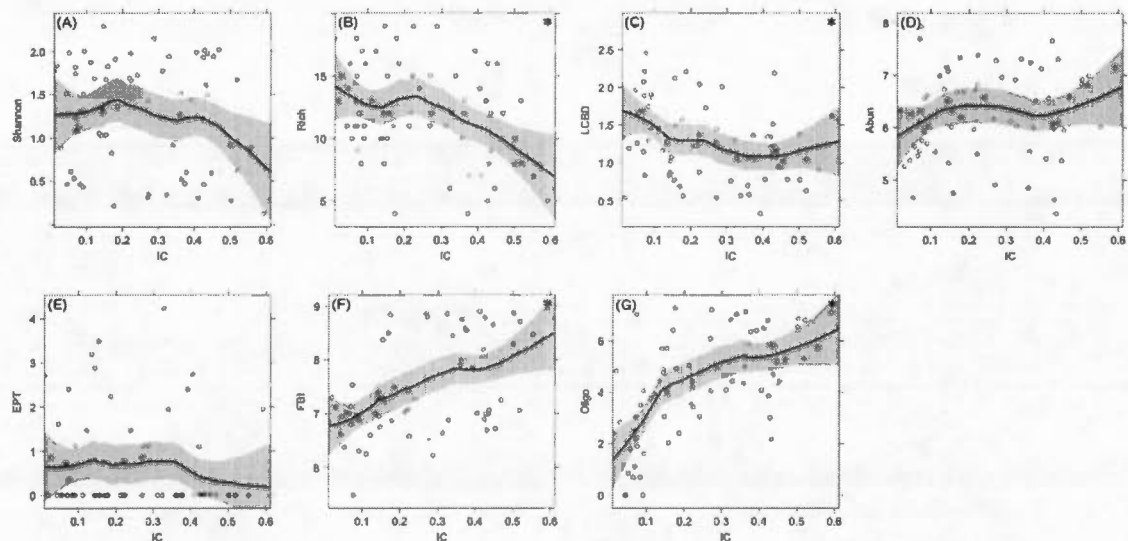


Figure 8. Relations between biotic indices and urbanization (IC). Functions (lines) plotted after a LOESS-smoothing span of 0.5, regression degree 1, showing 95% confidence intervals (shading);  $N=72$ . See for biotic index transformations applied. Significant relations ( $p < 0.05$ ) based on simple linear regression models are indicated with an asterisk (\*).

Landscape variable models explained a considerable proportion of Shannon, FBI, Oligochaeta abundance, and community richness (Table 7). The IC and residential



land use were the most selected variables and were always significant within the models. The barren land use positively affected Shannon's diversity and invertebrates abundance. The presence of crops was negatively related to community tolerance (FBI). Forest was never selected in the multiple regressions.

Table 5. Coefficients for the variables included in the multiple linear regression models relating each biotic index to local habitat characteristics. Top models were selected using the Akaike information criterion (AIC). Environmental variables were transformed as outlined in the Methods. For abbreviations and transformations see Table 2. Significance indicated as follows: nonsignificant (-), \* =  $p \leq 0.05$ , \*\* =  $p \leq 0.001$ , \*\*\* =  $p \leq 0.0001$ .

Variables	Shannon	EPT	FBI	Oligo	Abund	Rich	LCBD
<i>Intercept</i>	2.79***	2.38*	4.71***	4.75**	7.53***	17.40***	1.51***
Dschrg	-0.04***	-0.03	0.06***	-	-	-0.17*	-
IQH	1.17*	2.95**	-1.98**	-	-	5.34	-
W_debris	-	-0.24	-0.23*	-0.69*	-	-	0.12
Depth	0.30	0.27**	-	1.28*	0.37	-	-
Canopy	-	0.13	-	-0.26	-	0.49	0.08*
C_sbstr	-0.06	-	0.09	-	-0.09*	-0.34	-
Hab_hetero	0.10	-	-0.12	-	-	0.69	-0.09
Flow	-	-	-	1.48*	1.00**	-	-0.33
O_debris	0.12	-	-	-	-	0.87	-
Macroph	-	-0.11	-	-0.19	-	-	-
Fish	-0.05	-0.07	-	-	-	-	-
IQBR	-	-0.24	0.15	-	-	-	-
Root	-	-	-	-0.18	-0.06	-	-
Riffle	-	-	-	-	-	-	-
<b>Adj. R<sup>2</sup></b>	<b>0.28***</b>	<b>0.33***</b>	<b>0.39***</b>	<b>0.28***</b>	<b>0.16*</b>	<b>0.19*</b>	<b>0.21**</b>

While local habitat models explained significant proportions of all biotic indices, several of these, including: Shannon, FBI, Oligochaeta abundance, and community richness were better explained by landscape and water quality regression models. The EPT index was best explained by its local habitat model. Of all the biotic indices, FBI

and Oligochaeta abundance were most responsive to environmental variables as indicated by their high adjusted  $R^2$  and significance values.

In the RDA (Figure 9), the first four axes were significant (permutation tests,  $n=999$ ,  $p > 0.001$ ), and all selected environmental variables, but the macrophyte cover, were significant (ANOVA,  $p > 0.05$ ; Figure 9). Urbanization-associated variables (IC, coliform count and conductivity) were strongly related to Oligochaeta (A) and to the La Pinière Stream (B) in particular, and negatively to most BMI taxa abundances (A). Variation in species composition was otherwise strongly associated with macrophyte abundance and substrate type (A). La Pinière and Ste-Rose streams had significantly smaller site coverage in the RDA, indicating less variation along the two primary RDA axes (B). Finally, three environmental gradients were detected: coliform polluted—non-polluted, urban—agricultural, and coarse substrate—macrophytes dominated sites.

Table 6. Coefficients for the variables included in the multiple linear regression models explaining biotic indices by water quality characteristics. Top models were selected using the Akaike information criterion (AIC). Environmental variables were transformed as outlined in the Methods. For abbreviations and transformations see Table 2. Significance indicated as follows: nonsignificant (-), \* =  $p \leq 0.05$ , \*\* =  $p \leq 0.001$ , \*\*\* =  $p \leq 0.0001$ .

Variables	Shannon	EPT	FBI	Oligo	Abund	Rich	LCBD
Intercept	37.03***	29.34***	-62.60***	-113.86***	7.01***	229.33***	12.95
Colif	-15.69***	-	27.31***	55.45***	-	-94.45***	-6.01
pH	-0.07***	-0.07*	0.05*	-	-	-0.18	-
TP	-	-1.32*	-	-	-0.67	-3.46*	0.39
DO	-	-	-	0.36*	0.16*	-0.55*	-
Temp	-	-0.11*	-	-	-	0.35**	-
Cond	-	-6.57**	3.11**	-	-	-	-
TN	-	-	-	-1.35**	-	-	-
Adj. $R^2$	0.35***	0.12*	0.57***	0.38***	0.09*	0.38***	0.05*

Table 7. Coefficients for the variables included in the multiple linear regression models explaining biotic indices by land use types. Top models were selected using the Akaike information criterion (AIC). Environmental variables transformed as outlined in the Method. For abbreviations and transformations see Table 2.

Significance indicated as follows: nonsignificant (-),  $* = p \leq 0.05$ ,  $** = p \leq 0.001$ ,  $*** = p \leq 0.0001$ .

Variables	Shannon	EPT	FBI	Oligo	Abund	Rich	LCBD
Intercept	1.63***	1.29**	7.05***	5.37***	6.98***	12.60***	0.91***
IC	-0.34***	-0.84**	0.40***	0.95***	-	-3.68***	-0.17**
Resid	0.30***	0.35*	-0.23***	-	0.13*	1.67***	-
Barren	0.21**	-	-	0.41	0.33**	-	-0.11
Agric	-	-	-0.19***	-0.27	-	-	-
Indus	-	0.43*	-	-	-	0.94	-
Forest	-	-	-	-	-	-	-
Adj. R <sup>2</sup>	0.38***	0.06	0.57***	0.49***	0.09	0.29***	0.12*

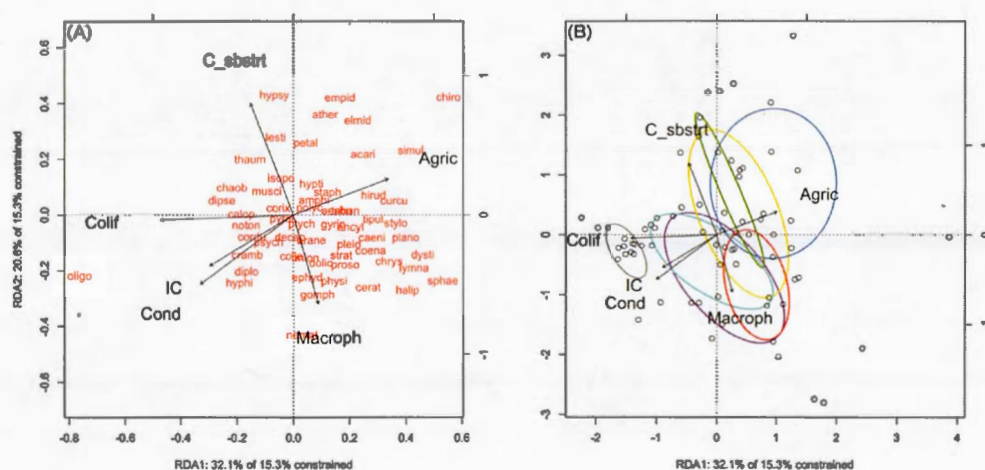


Figure 9. RDA biplots of BMI abundance and environmental variables across all stream sites. (A) Relations between taxa and selected environmental variables (scaling 1). (B) Ellipses of 95% confidence intervals aggregating sites from each stream. Variable selection was stepwise based on AIC. For abbreviations see and Table A1. Blue = Gascon; yellow = Paradis; red = Champagne; green = Ste-Rose; purple = Vivian; cyan = Papineau-Lavoie; grey = La Pinière.

Finally, in the LCBBD maps (Figure 10 & 11), there was no clear pattern across the region, other than a grouping of highly diverse sites: the upstream reaches of Gascon and Champagne streams had higher LCBBD than most other sites. These sites also had the densest canopy cover (Figure 10) and lowest IC (Figure 11).

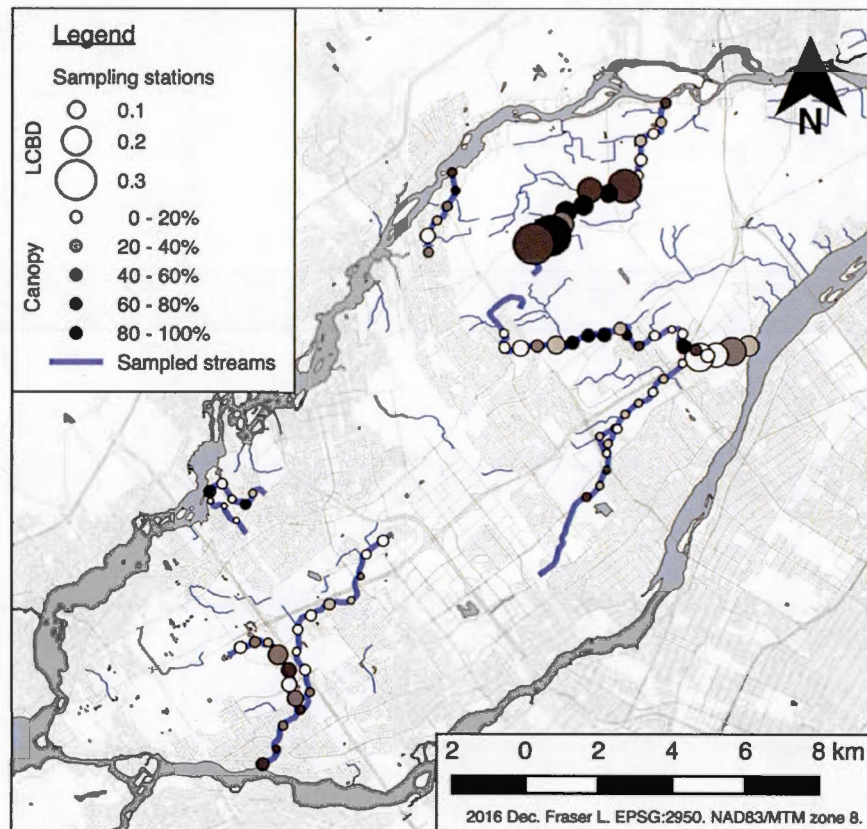


Figure 10. Local contribution to beta-diversity in the City of Laval's streams according to stations canopy cover. The LCBBD index value is represented by the size of the circles. The canopy cover is represented by the colour intensity.



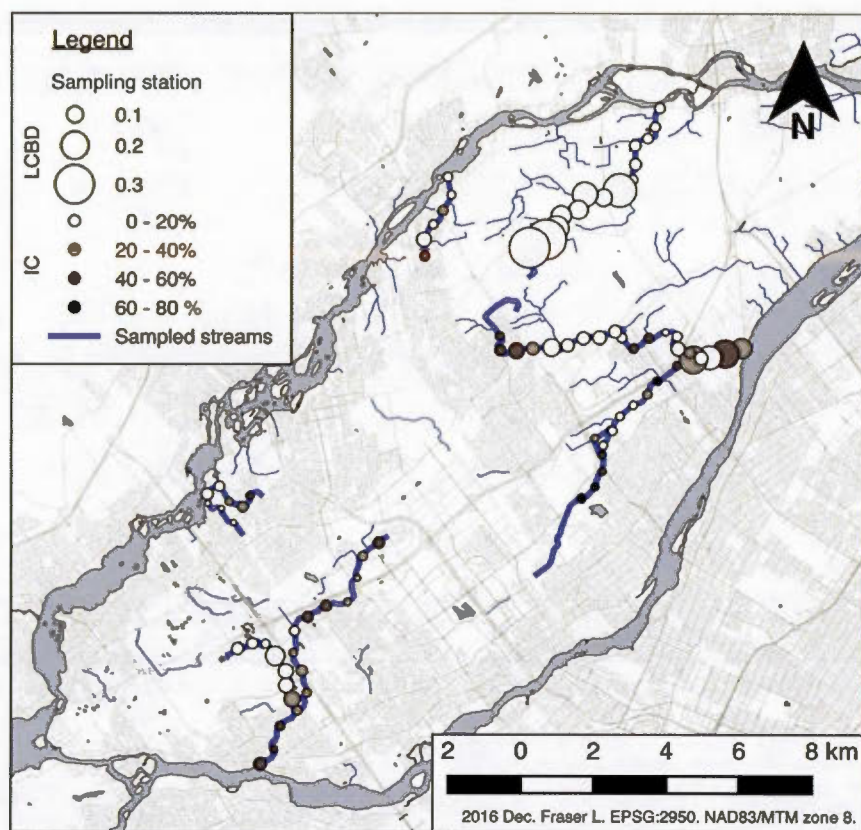


Figure 11. Local contribution to beta-diversity in the City of Laval's streams according to impervious cover. The LCBD index value is represented by the size of the circles. Impervious cover is represented by the colour intensity.

## 2.5 Discussion

### 2.5.1 *Habitat and water quality responses to urbanization*

As predicted by the Urban Stream Syndrome (USS), land use types, and especially impervious cover had strong influences of the urban streams studied. In our region, crops and industrial land use were also significantly correlated with habitat and water characteristics, supporting the tight relations generally observed between land use and streams (e.g. Gregory & Walling, 1973). We observed positive relations between stream discharge and slope with urbanization, attributable to the presence of anthropogenic structures, which accelerate drainage of human-occupied areas (Schueler, 1994; Schmitt *et al.* 2004). While our study design cannot separate the catchment size effect from land use effect, other studies have shown that an increase of IC accelerates runoff and increases flashiness in urban environments (Booth, 2005; Walsh *et al.* 2005b).

Land use characteristics did not appear to affect habitat heterogeneity in our region, as expected. However, we believe that this is likely an artifact resulting from the relatively short gradient in our study, covering mainly agricultural to urban land uses, and excluding more pristine forested sites with relatively little human intervention. Because habitat heterogeneity and habitat patchiness play an important part in defining BMI community structure and function (Mouri *et al.* 2011), the absence of this relation could also mask the effect of other variables associated with urbanization.

One of the main indices of stream habitat quality used across our jurisdiction (province of Québec, Canada), is an aggregate qualitative index of riparian bank quality (IQBR) that was developed based on observations from more pristine habitats than those included in this study (Saint-Jacques and Richard, 1998). Interestingly, we

found no relation between land use characteristics such as IC and this traditional IQBR index, indicating that this index may not be a useful indicator in urban habitats. Instead, in the case of urban streams, it appears that direct wastewater and overland runoff in high IC areas suppress any water quality benefits from high quality stream banks. Because urbanization has dramatic effects on riparian zones, often completely changing their function in relation to streams (Groffman *et al.* 2003 ; McMillan *et al.* 2014), other in-stream variables are more likely to be informative than indirect measures such as IQBR. Indeed, we found that our more proximate habitat variables including in-stream root cover, canopy cover and woody debris, were all negatively related to urban land use, and more strongly related to biotic indices than was the more aggregate IQBR index. These results indicate that factors relevant to defining the complex three-dimensional structures in urban streams, such as roots, woody debris and macrophytes, factors known to be propitious for BMI resource acquisition and substrate, were more likely to be responsive to land use across an urbanization gradient. We recommend that more mechanistic and quantitative approaches, using functional characteristics of riparian and in-stream habitat, rather than indices that visually and qualitatively aggregate only bank quality characteristics, be used in a degraded environment where riparian zones play a smaller role than in more pristine area.

The other commonly used index of habitat quality (IQH) used provincially and developed in more pristine environment was also not responsive to any land use metric in our study (Table 4), although it clearly played a role in influencing BMI community structure. The IQH index was selected in the top model for both BMI alpha diversity and tolerance (Table 5). Thus, habitat characteristics, as aggregated via this index, should be preferentially considered in future stream characterization or restoration projects as proposed in the provincial protocol (MDDEFP, 2013) to assess BMI community responses.

In-stream water quality was affected by urbanization with strong relations between several water quality variables and land use parameters (PCA, Figure 7). On the other hand, most physical habitat parameters (non-aggregated indices) were orthogonal, and thus relatively unrelated to land use. Total coliform count was the most responsive water quality variable to urbanization. The strong presence of coliforms, measured primarily at baseflow, demonstrates the highly degraded state of urban stream waters in the City of Laval. On the other hand, other signs of contamination by nutrients (e.g. TN and TP) were not positively correlated with IC (Table 4). This is likely a regional-specific response, resulting from the fact that many of our low IC sites were primarily agricultural (mainly corn and broccoli crops) having high nutrient levels owing to fertilizer applications. Had our study covered a gradient ranging from natural forested to urbanized land use, we expect that we would have detected a more typical positive relation of nutrients with IC. Overall, our results still follow the general predictions of the ICM and USS frameworks, however.

Another strongly responding water quality variable was specific conductance, which was strongly and positively related to IC. Kaushal *et al.* (2005) noted that a widespread increase of water salinity in North Eastern America associated with IC that thus appears to hold in our region where winters are harsh. Road de-icing salt is used extensively here and in other very seasonal environments, affecting aquatic ecosystems during the growing season (Koryak *et al.* 2001). Elevated salinity levels have serious consequences for water toxicity, directly affecting organism survival rates (Kefford, 1998; James *et al.* 2003). Along with wastewater input (Wang & Yin, 1997) and stormwater runoff, these urban factors can all lead to elevated water conductivity.

One ecologically relevant variable, which did not follow the general patterns, expected from the general urban stream frameworks was water temperature. We observed an unexpected negative relation between water temperature and



urbanization across our sites, contrary to the prediction that urbanization should increase stream temperatures (LeBlanc *et al.* 1997, Nelson & Palmer, 2007) also predicted by the USS. We attribute this observation to the presence of many underground pipes routing runoff to our streams, and to the presence of several buried or covered (viaduct) reaches in the City of Laval. Our study thus indicates potentially important contributions of underground pipes and sewers to urban stream quality, demonstrating the need for independent studies on the effects of urbanization on aquatic habitats from a variety of municipalities.

#### 2.5.2 *BMI response to local environmental variation*

While diversity indices (Shannon and Rich) and tolerance indices (FBI and Oligo) were significantly affected by habitat characteristics, water quality models explained a larger part of their variation. The importance of coliform counts and pH indicates a strong selection of tolerant species via these water quality variables in particular. On the other hand, the presence of sensitive taxa (EPT) was not well explained by water quality models. For EPT, it was instead characteristics of the local habitat, as captured by the IQH index and water depth that were the most important factors determining the abundances of these sensitive taxa. The IQH index includes scores for substrate quality, bank erosion and stability, riffle-pool, and other physical parameters. Together with depth, this result indicates that a more permanent, high quality environment is necessary to sustain these very sensitive species; although it should be noted that they were completely excluded from the vast majority (67%) of our sites, and present only at low abundances when observed.

Our study is one of the first to consider the variation in BMI community composition across such an extensive network of urban streams via the use of an index of beta diversity (LCBD). As with alpha diversity and tolerance indicators, beta diversity was

also more responsive to local habitat parameters than it was to water quality. However, the habitat model explaining LCBD had only one significant variable, total canopy cover, which had a positive effect on the index. This result indicates that sites with greater tree cover contributed more unique composition to the overall regional taxon pool than did sites with lower canopy cover. We noted that many BMI taxa observed in our streams were juvenile stages of flighted insects that would be likely to use the terrestrial canopy cover in their adult stage, potentially explaining the unique diversity contribution of sites with high tree cover. Also, a reduced assemblage variation could be linked to an overall simplification, including homogenization, of aquatic habitats in urbanized streams (e.g. Beavan *et al.* 2001; Davies *et al.* 2010) at a habitat assessment scale finer than that used in our study (thus not detected by our heterogeneity index). The LCBD maps (Figure 10 & 11) also show a grouping of highly unique sites, suggesting a proximity effect that could represent colonization or movement between sites. This latter observation supports the contention that terrestrial dispersal of BMI in urban watersheds is mainly limited by the characteristics of the riparian areas, especially tree cover which favours flighted adult-stage dispersion, and habitat fragmentation which limits it (Smith *et al.* 2009).

BMI community composition was affected by three main gradients (RDA; Figure 9): non-polluted to coliform polluted, coarse substrate cover to macrophyte cover, and agricultural to urbanized land use. Most BMI families were negatively related to urbanization and contamination indices (conductivity and coliforms). Overall, this shows the importance of both the regional (land use), and the local-scale environmental variables (in-stream) in shaping the BMI communities in our region. Most BMI families were negatively related to urbanization and contamination indices (conductivity and coliforms).

Taking the BMI responses to environmental variables together, a low mean discharge and overall natural (non-impacted or non-engineered) state (IQH) of stream sites allowed more diverse communities made up of sensitive (intolerant) taxa to persist. Beavan *et al.* (2001) similarly found that for a given water quality, more homogeneous and tolerant communities were present in more engineered (urbanized) sites. Generally, with respect to water quality indicators, strong influences of coliform counts and low pH in our study indicate probable overflow of wastewater or contaminated surface runoff into these urban streams. While coliforms and pH could have direct impacts on aquatic fauna, perhaps more importantly, they are almost always accompanied by, and thus serve as proxies for toxic substances like metals (Becouze-Lareure *et al.* 2012) and oil derivative polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH; Beasley & Kneale, 2002) in urban centres.

### 2.5.3 BMI responses to landscape urbanization

Urbanization, as assessed by the IC index was a reliable indicator of BMI community responses in our study. At the landscape scale, BMI assemblages responded as expected according to the USS (Walsh *et al.* 2005a): diversity was negatively related to our indicator of urbanization, IC, while the community-level tolerance indices (FBI and Oligochaeta abundance) were both positively related (Figure 8). Thus, as an integrative variable, IC captures well the urbanized landscape in the City of Laval as in other regions. On the other hand, total BMI abundance did not decline as predicted with IC. Instead, the number of Oligochaeta increased monotonically in response to urbanization, which compensated for density losses of other species, but via reduced community diversity.

Urbanization also leads to declines in beta diversity, indicating an overall homogenization of the biota across urbanized sites. This was also evident from the

fact that our most urbanized stream, La Pinière, was the most biologically homogeneous stream (site-to-site; based on RDA ellipse sizes), while the most rural stream, Gascon, was the most heterogeneous. Also the position of the coarse substrate to macrophyte axis in the RDA indicated that local habitat variables were relevant only for separating taxa and sites in less urbanized streams. Communities most exposed to human impacts, mostly via wastewater contamination in La Pinière, were certainly more homogeneous. As the USS proposes, the effect of an urbanized environment on biotic communities acts via numerous physical and chemical vectors as noted in the previous section, and in the City of Laval, our results indicate overall that urbanization acts mainly via water quality degradation.

The majority (five of seven) of our landscape models explaining variation in biotic indices were significant (Table 5) indicating an overall important relation between land use and BMI community structure, including integrative community structure metrics. These metrics (Shannon's diversity, richness, and LCBD) worked well to distinguish sites along our most important landscape gradient from rural to urban-induced perturbations. Recently, Nichols *et al.* (2016) did not find strong support for aggregate diversity indices of this type and suggested instead that trait-based analysis (e.g. FBI) be used. We also observed greater explanatory power using FBI ( $R^2=0.57$ ) than the other indices ( $R^2=0.29-0.38$ ) with respect to land use, but we do not recommend that other indices be completely abandoned. While using a more functional approach will provide more information regarding more mechanistic effects of physical or chemical stressors on BMI communities, some measures can be difficult to obtain, requiring genus- or species-level identification of BMI and which could delay or impede the obtaining of results in urban monitoring programs that could require cheaper and less labour-intensive solutions.

#### 2.5.4 Conclusion

IC was strongly related to low water quality and poor habitat characteristics in this study of a network of urban streams contained within a major Canadian island city. With urbanization, BMI communities were less diverse and dominated by pollution-tolerant species. In this rapidly urbanizing region, a traditional stream bank quality index was not related to any in-stream chemical or biological characteristics, suggesting a weak or non-existent mechanistic relation between them. Local physical characteristics were important for BMI but less so than were water quality variables, especially coliform counts and conductivity. Our study indicates that even where governmental environmental norms are respected, be everywhere, urbanized streams are strongly impacted and will merit special attention in urban planning of this developing urban region. Notable, a reduction in water contamination will be required prior to the physical restoration of perturbed sites in the City of Laval.

#### 2.6 Acknowledgments

We wish to express our sincere gratitude to MC Bellemare and G Garand at the *Conseil Régional en Environnement* (CRE) of Laval who initiated the collaboration and without whom this work would not have been possible. Thanks to AL Bourassa, K Velghe, M Noiseux-Laurin, C Vanier, R Richard, M Dramé, CC Guo, F Casasanta, C Dumais, K Mac Si-Hone and C Underwood who helped with project coordination as well as in the lab and in the field. L Fraser was supported by postgraduate scholarships from NSERC (PGS-M) and UQAM. Funding was provided by grants to BE Beisner from NSERC (Discovery), UQAM Service au collectivités, GRIL, MITACS, Environment Canada (Horizons) and the CRE of Laval (with project support from: Fondation de la Faune Québec, RBC and the City of Laval).

## 2.7 References

- Akaike, H. (1973). Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: Petrov, B.N., & Csaki, F (eds) *Second International Symposium on Information Theory*. Akademiai Kiado, Budapest, pp. 267-281
- Ballinger, A., & Lake, P. S. (2006). Energy and nutrient fluxes from rivers and streams into terrestrial food webs. *Marine and Freshwater Research*, 57, 15–28.
- Bazinet, N. L., Gilbert, B. M., & Wallace, A. M. (2010). A comparison of urbanization effects on stream benthic macroinvertebrates and water chemistry in an urban and an urbanizing basin in southern Ontario, Canada. *Water Quality Research Journal of Canada*, 45, 327–341.
- Beasley, G., & Kneale, P. (2002). Reviewing the impact of metals and PAHs on macroinvertebrates in urban watercourses. *Progress in Physical Geography*, 26, 236–270.
- Beavan, L., Sadler, J., & Pinder, C. (2001). The invertebrate fauna of a physically modified urban river. *Hydrobiologia*, 445, 97–108.
- Becouze-Lareure, C., Bazin, C., Namour, P., Breil, P., & Perrodin, Y. (2012). Multi-level approach of the ecotoxicological impact of a combined sewer overflow on a peri-urban stream. *Journal of Water Resource and Protection*, 4, 984–992.
- Beisel, J.-N., Usseglio-Polatera, P., & Moreteau, J.-C. (2000). The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities, *Hydrobiologia*, 422, 163–171.
- Berkson, J. (1944). Application of the logistic function to bio-assay. *Journal of the American Statistical Association*, 39, 357–365.
- Booth, D. B. (2005). Challenges and prospects for restoring urban streams: a perspective from the Pacific Northwest of North America. *Journal of the North American Benthological Society*, 24, 724–737.
- Box, G. E. P., & Cox, D. R. (1964). An analysis of transformations. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*, 26, 211–252.
- Brabec, E., Schulte, S., & Richards, P. L. (2002). Impervious surfaces and water quality: A review of current literature and its implications for watershed planning. *Journal of Planning Literature*, 16, 499–514.

- Brown, L. R., Cuffney, T. F., Coles, J. F., Fitzpatrick, F. A., McMahon, G., Steuer, J., Bell, A. H., & May, J. T. (2009). Urban streams across the USA: lessons learned from studies in 9 metropolitan areas. *Journal of the North American Benthological Society*, 28, 1051–1069.
- Caton, L. W. (1991). Improved subsampling methods for the EPA “Rapid Bioassessment” benthic protocols. *Bulletin of the North American Benthological Society*, 8, 317–319.
- Collier, K. J., & Clements, B. L. (2010). Influences of catchment and corridor imperviousness on urban stream macroinvertebrate communities at multiple spatial scales. *Hydrobiologia*, 664, 35–50.
- Compin, A., & Céréghino, R. (2007). Spatial patterns of macroinvertebrate functional feeding groups in streams in relation to physical variables and land-cover in Southwestern France. *Landscape Ecology*, 22, 1215–1225.
- Davies, P. J., Wright, I. A., Findlay, S. J., Jonasson, O. J., & Burgin, S. (2010). Impact of urban development on aquatic macroinvertebrates in southeastern Australia: degradation of in-stream habitats and comparison with non-urban streams. *Aquatic Ecology*, 44, 685–700.
- Elmore, A. J., & Kaushal, S. S. (2008) Disappearing headwaters: patterns of stream burial due to urbanization. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, 308–312.
- Favaro, C., Moore, J. W., Reynolds, J. D., & Beakes, M. P. (2014). Potential loss and rehabilitation of stream longitudinal connectivity: fish populations in urban streams with culverts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 71, 1–12.
- Fitzpatrick, F. A., Diebel, M. W., Harris, M. A., Arnold, T. L., Lutz, M. A., & Richards, K. D. (2005). Effects of urbanization on the geomorphology, habitat, hydrology, and fish index of biotic integrity of streams in the Chicago area, Illinois and Wisconsin. *American Fisheries Society Symposium*, 47, 87–115.
- Friberg, N., Skriver, J., Larsen, S. E., Pedersen, M. L., & Buffagni, A. (2009). Stream macroinvertebrate occurrence along gradients in organic pollution and eutrophication. *Freshwater Biology*, 55, 1405–1419.
- Gregory, K. J., & Walling, D. E. (1973) *Drainage Basin Form and Process: A Geomorphological Approach*. New York: Halsted (Wiley). 456 pp.
- Grimm, N. B., Grove, J. M., Pickett, S. T. A., & Redman, C. L. (2000). Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *BioScience*, 50, 571–584.
- Groffman, P. M., Bain, D. J., Band, L. E., Belt, K. T., Brush, G. S., Grove, J. M., Pouyat, R. V., Yesilonis, I. C., & Zipperer, W. C. (2003). Down by the riverside: urban riparian ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1, 315–321.



- Groffman, P. M., Cavender-Bares, J., Bettez, N., Grove, J. M., Hall, S. J., Heffernan, J. B., Hobbie, S. E., Larson, K. L., Morse, J. L., Neill, C., Nelson, K., O'Neil-Dunne, J., Ogden, L., Pataki, D. E., Polsky, C., Chowdhury, R. R., & Steele, M. K. (2014). Ecological homogenization of urban USA. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12, 74–81.
- Hatt, B. E., Fletcher, T. D., Walsh, C. J., & Taylor, S. L. (2004). The influence of urban density and drainage infrastructure on the concentrations and loads of pollutants in small streams. *Environmental Management*, 34, 112–24.
- Hilsenhoff, W. L. (1988). Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North*, 7, 65–68.
- Institut de la statistique du Québec. (2014). *Bulletin statistique régional Édition 2014 — Laval*. Québec: Government of Québec. 28 pp.
- James, K. R., Cant, B., & Ryan, T. (2003). Responses of freshwater biota to rising salinity levels and implications for saline water management: A review. *Australian Journal of Botany*, 51, 703–713.
- Kärnä, O.-M., Grönroos, M., Antikainen, H., Hjort, J., Ilmonen, J., Paasivirta, L., & Heino, J. (2015). Inferring the effects of potential dispersal routes on the metacommunity structure of stream insects: as the crow flies, as the fish swims or as the fox runs? *Journal of Animal Ecology*, 84, 1342–1353.
- Kaushal, S. S., & Belt, K. T. (2012). The urban watershed continuum: evolving spatial and temporal dimensions. *Urban Ecosystems*, 15, 409–435.
- Kaushal, S. S., Groffman, P. M., Likens, G. E., Belt, K. T., Stack, W. P., Kelly, V. R., Band, L. E., & Fisher, G. T. (2005). Increased salinization of fresh water in the northeastern United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102, 13517–13520.
- Kefford, B. J. (1998). The relationship between electrical conductivity and selected macroinvertebrate communities in four river systems of south-west Victoria, Australia. *International Journal of Salt Lake Research*, 7, 153–170.
- Koryak, M., Stafford, L. J., Reilly, R. J., & Magnuson, P. M. (2001). Highway de-icing salt runoff events and major ion concentrations along a small urban stream. *Journal of Freshwater Ecology*, 16, 125–134.
- Lake, P. S., Bond, N., & Reich, P. (2007). Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology*, 52, 597–615.
- Laliberté, E., & Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91, 299–305.



- Lancaster, J., & Hildrew, A. G. (1993). Flow refugia and the microdistribution of lotic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 12, 385–393.
- LeBlanc, R. T., Brown, R. D., & FitzGibbon, J. E. (1997). Modelling the effects of land use change on the water temperature in unregulated urban streams. *Journal of Environmental Management*, 49, 445–469.
- Legendre, P., & De Cáceres, M. (2013). Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters*, 16, 951–63.
- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical Ecology* (3<sup>rd</sup> english edition). Amsterdam: Elsevier.
- Mackay, R. J. (1992). Colonization by lotic macroinvertebrates: a review of processes and patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49, 617–628.
- McKinney, M. L. (2002). Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, 52, 883–890.
- McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127, 247–260.
- McMillan, S. K., Tuttle, A. K., Jennings, G. D., & Gardner, A. (2014). Influence of restoration age and riparian vegetation on reach-scale nutrient retention in restored urban streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 50, 626–638.
- MDDEFP. (2013). *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec - Cours d'eau peu profond à substrat grossier, 2013* (2<sup>nd</sup> ed.), Ste-Foy : Government of Québec. 88 pp.
- Miller, J. R., & Hobbs, R. J. (2002) Conservation where people live and work. *Conservation Biology*, 16, 330–337.
- Mouri, G., Takizawa, S., & Oki, T. (2011). Spatial and temporal variation in nutrient parameters in stream water in a rural-urban catchment, Shikoku, Japan: effects of land cover and human impact. *Journal of Environmental Management*, 92, 1837–48.
- Nelson, K. C., & Palmer, M. A. (2007). Stream temperature surges under urbanization and climate change: Data, models, and responses. *Journal of the American Water Resources Association*, 43, 440–452.
- Nichols, J., Hubbart, J. A., & Poulton, B. C. (2016). Using macroinvertebrate assemblages and multiple stressors to infer urban stream system condition: A case study in the central US. *Urban Ecosystems*, 19, 679–704.

- O'Driscoll, M. A., Soban, J. R., & Lecce, S. A. (2009). Stream channel enlargement response to urban land cover in small coastal plain watersheds, North Carolina. *Physical Geography*, 30, 528–555.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., and Wagner H. (2015). *Vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.3-2.
- Patton, C.J. & J.R. Kryskalla. 2003. Methods of analysis by the U.S. Geological Survey National Water Quality Laboratory—Evaluation of alkaline persulfate digestion as an alternative to Kjeldahl digestion for determination of total and dissolved nitrogen and phosphorus. U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigations Report 03–4174.
- QGIS Development Team. (2016). *QGIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation Project.
- R Core Team. (2014). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Resh, V. H. (2008). Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 138, 131–138.
- Saint-Jacques, N., & Richard, Y. (1998). Développement d'un indice de qualité de la bande riveraine : Application à la rivière Chaudière et mise en relation avec l'intégrité biotique du milieu aquatique. *Le Bassin de La Rivière Chaudière : L'état de L'écosystème Aquatique — 1996*.
- Schueler, T. R. (1994). The importance of imperviousness. *Watershed Protection Techniques*, 1, 100–111.
- Schueler, T. R., Fraley-McNeal, L., & Cappiella, K. (2009). Is impervious cover still important? Review of recent research. *Journal of Hydrologic Engineering*, 14, 309–315.
- Schmitt, T. G., Thomas, M., & Ettrich, N. (2004). Analysis and modeling of flooding in urban drainage systems. *Journal of Hydrology*, 299, 300–311.
- Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, 27, 379–423.
- Shurin, J. B., Cottenie, K., & Hillebrand, H. (2009) Spatial autocorrelation and dispersal limitation in freshwater organisms. *Oecologia*, 159, 151–159.
- Smith, R. F., Alexander, L. C., & Lamp, W. O. (2009). Dispersal by terrestrial stages of stream insects in urban watersheds: A synthesis of current knowledge. *Journal of the North American Benthological Society*, 28, 1022–1037.

- Stepenuck, K. F., Crunkilton, R. L., & Wang, L. (2002). Impacts of urban land use on macroinvertebrate communities in southeastern Wisconsin streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 38, 1041–1051.
- Thorp, J. H., & Covich, A. P. (2001). *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates* (2nd ed.). San Diego: Academic Press.
- Urban, M. C., Skelly, D. K., Burchsted, D., Price, W., & Lowry, S. (2006) Stream communities across a rural-urban landscape gradient. *Diversity and Distributions*, 12, 337–350.
- Vannote, R. L., Minshall, W. G., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 130–137.
- Violin, C. R., Cada, P., Sudduth, E. B., Hassett, B. A., Penrose, D. L., & Bernhardt, E. S. (2011). Effects of urbanization and urban stream restoration on the physical and biological structure of stream ecosystems. *Ecological Applications*, 21, 1932–1949.
- Wallace, J. B., & Webster, J. R. (1996). The role of macroinvertebrates in stream ecosystems. *Annual Review of Entomology*, 41, 115–39.
- Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D., Groffman, P. M., & Margen II, R. P. (2005a). The urban stream syndrome: Current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24, 706–723.
- Walsh, C. J., Fletcher, T. D., & Ladson, A. R. (2005b). Stream restoration in urban catchments through redesigning stormwater systems: Looking to the catchment to save the stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 24, 690–705.
- Wang, X., & Yin, Z.-Y. (1997). Using GIS to assess the relationship between land use and water quality at a watershed level. *Environment International*, 23, 103–114.
- Wetzel, R.G., & Likens, G.E. (2000). *Limnological Analyses* (3rd ed.). New York: Springer Press. 391 pp.
- Winter, J., & Duthie, H. (1998). Effects of urbanization on water quality, periphyton and invertebrate communities in a southern Ontario stream. *Canadian Water Resources Journal*, 23, 245–257.

## 2.1 Appendices

Table A1. Benthic macroinvertebrates sampled on Jesus Island. Tolerance scores are Hilsenhoff's FBI scores and are taken from multiple sources (see Methods).

Abbreviation	Taxa name	Tolerance score	Abbreviation	Taxa name	Tolerance score
acari	Acari	6	hirud	Hirudinae	8
aeshn	Aeshnidae	3	hyphi	Hydrophilidae	5
amphi	Amphipoda	6	hypsy	Hydropsychidae	4
ancyl	Ancylidae	6	hypti	Hydroptilidae	4
arane	Araneae	NA	isopo	Isopoda	8
ather	Athericidae	4	lesti	Lestidae	6
caeni	Caenidae	6	lymna	Lymnaeidae	6
calop	Calopteridae	6	musci	Muscidae	6
cerat	Ceratopogonidae	6	nemat	Nematoda	5
chaob	Chaoboridae	8	noton	Notonectidae	NA
chiro	Chironomidae	7	oligo	Oligochaeta	9
chrys	Chrysomellidae	NA	petal	Petaluridae	NA
coena	Coenagrionidae	8	physi	Physidae	8
colle	Collembola	5	plano	Planorbidae	7
cordu	Corduliidae	2	pleid	Pleidae	NA
corix	Corixidae	5	polyc	Polycentropodidae	6
cramb	Crambidae	5	proso	Prosobranchia	7
curcu	Curculionidae	5	psych	Psychodidae	8
decap	Decapoda	6	ptych	Ptychopteridae	9
diplo	Diplopoda	6	pyral	Pyralidae	5
dipse	Dipseudopsidae	5	simul	Simulidae	6
dolic	Dolichopodidae	4	sphae	Sphaeridae	6
dytis	Dytiscidae	5	staph	Staphylinidae	8
elmid	Elmidae	4	strat	Stratiomyidae	7
empid	Empididae	6	stylo	Stylomatophora	7
ephyd	Ephydriidae	6	taban	Tabanidae	5
gomph	Gomphidae	3	thaum	Thaumalidae	NA
gyrin	Gyrinidae	4	tipul	Tipulidae	3
halip	Halipidae	5	union	Unionidae	6

## CONCLUSIONS GENERALES

L'accroissement exponentiel de la population mondiale a provoqué d'incroyables changements dans la société au cours des dernières décennies. Déjà, une majorité écrasante de la population des pays développés se retrouve dans les centres urbains. Ces derniers se densifient, et surtout s'étendent dans les territoires avoisinants. Ce phénomène, appelé l'étalement urbain, est un puissant vecteur de transformation pour de nombreux écosystèmes jusqu'alors épargnés. Ainsi, un des grands défis actuels et futur est la gestion des conséquences engendrées par les centres urbains et suburbains sur les écosystèmes remodelés pour accommoder les citoyens. En ce sens, la présente étude ciblait Laval, une banlieue de Montréal qui encore à ce jour, subit une croissance rapide, autant économique que démographique.

L'objectif de cette étude était donc d'évaluer l'effet de l'urbanisation sur des cours d'eau de bas ordres dans la grande région métropolitaine de Montréal. L'étude a été séparée en trois sous-objectifs (Figure 4). En mesurant les impacts de l'urbanisation sur les habitats aquatiques et sur la qualité de l'eau, il a été possible de déterminer comment ces écosystèmes précaires ont été affectés. Deuxièmement, en mesurant ses impacts sur la faune benthique, nous avons pu déterminer jusqu'à quel point les perturbations ont changé les communautés biologiques de ces ruisseaux. Finalement, les résultats ont permis d'identifier les principales causes de perturbation qui seraient d'excellentes cibles pour d'éventuelles restaurations ou améliorations dans la gestion des eaux urbaines.

Le premier sous-objectif comprenait deux hypothèses qui furent toutes deux partiellement confirmées. De manière générale, les résultats obtenus montrent que les

régions étudiées, les bassins versants de la ville de Laval, sont grandement diversifiées. Les cours d'eau choisis s'organisent le long d'un gradient agricole — urbain, avec des sites allant de 0 % de RI (IC) jusqu'à plus de 70 %. Ce gradient important sur des territoires contigus fut donc mis à profit, ce qui a permis de corréler le RI (IC) aux variables abiotiques locales. L'urbanisation de Laval est fortement liée à une simplification de l'habitat, une dégradation artificielle des berges et une contamination fécale et ionique de l'eau (Table 3). L'hypothèse H1, prédisant la dégradation de toutes les variables mesurées, fut donc confirmée dans son essence bien que l'urbanisation n'ait pas affecté toutes les variables énumérées de la manière escomptée.

Comme mentionné dans l'hypothèse H2, l'agriculture a aussi un effet significatif sur ces variables. Bien que reflétant la réalité de nombreuses municipalités canadiennes, la polarisation agriculture versus ville des sites étudiée engendre quelques problèmes pour les analyses. Ainsi, dans notre cas l'effet de l'agriculture est toujours contraire à celui de l'urbanisation : quand l'urbanisation simplifie l'habitat, l'agriculture le complexifie, et ainsi de suite (Table 3). Cette conclusion aurait probablement pu être fort différente avec une représentation plus importante des sites forestiers plus naturels, rares en milieu urbain. Néanmoins, un message en ressort : pour que l'agriculture paraisse bénéfique pour les environnements aquatiques, l'urbanisation doit être un puissant vecteur de dégradation.

Ensuite, l'analyse des invertébrés a révélé la faible diversité des communautés benthiques partout sur l'île, même dans les sites les plus naturels. Malgré cela, les relations entre le RI et les indices de diversité montrent l'effet délétère de l'urbanisation sur les MIB (Figure 8). Les modèles effectués montrent que, parmi toutes les variables régionales prises en compte, le RI (IC) était le plus important pour les communautés (Table 7). Ainsi, comme le prédisait l'hypothèse H3, le RI (IC) était fortement associé à une diminution de la diversité alpha, bêta et à une sélection



d'espèces tolérantes à la pollution anthropiques. Ceci suggère donc que la perte en diversité est, au moins partiellement, expliquée par une perte en espèces sensibles. Ensuite, l'analyse de la diversité bêta nous informe que l'urbanisation homogénéise les communautés : les sites les moins urbains possèdent les plus uniques communautés.

Voyant ces tendances, le lien entre l'habitat dégradé et la communauté dégradée a été examiné lors du dernier sous-objectif. Les modèles ont montré que les variables locales, soit l'habitat physique et la qualité de l'eau, sont toutes très importantes et expliquent jusqu'à 57 % la réponse des communautés biologiques (Table 5 et 6). Toutefois, parmi toutes les variables étudiées, la qualité de l'eau ressort comme facteur clé modulant les communautés benthiques. Ces résultats vont à l'encontre de l'hypothèse H4. Même si l'environnement physique local était important pour de nombreux paramètres, celui-ci était moins important que la physico-chimie de l'eau à l'exception du modèle expliquant la diversité bêta.

Ces dernières années, il est devenu évident que la gestion des eaux usées de nombreuses villes québécoises n'était pas encore apte à préserver adéquatement les milieux naturels aquatiques. Les nombreux événements de surverses que les cours d'eau urbains doivent encaisser chaque averse dégradent les habitats aquatiques et minent les communautés biologiques. Un rapport du ministère des Affaires municipales et de l'Occupation du territoire (MAMROT, 2014) a mis en lumière les débordements des villes québécoises. En 2013, la ville de Laval a déversé plus de 1300 fois ses eaux usées dans les rivières et ruisseaux avoisinants (MAMROT, 2014). Les résultats obtenus par la présente étude démontrent que les petits cours d'eau sont fortement appauvris par l'urbanisation avoisinante via cette contamination de l'eau. Ainsi la restauration de ces écosystèmes vulnérable et d'importance doit impérativement passer par une diminution des surverses et fuites des réseaux des eaux usées ou par une médiation de leurs impacts. Il est aussi important de mentionner que

la qualité des bandes riveraines sur le territoire étudié était généralement excellente. Toutefois, celles-ci ne peuvent fonctionner si l'eau est directement acheminée au cours d'eau par des tuyaux.

Finalement, il devient évident que les changements climatiques viendront rapidement déstabiliser le confort des pays développés au niveau des ressources hydriques (Vörösmarty *et al.* 2000) qui, il n'y a pas si longtemps, étaient présumées infinies. Il est donc impératif de bien gérer les écosystèmes aquatiques d'eau douce. L'étude des cours d'eau urbains, écosystèmes très vulnérables aux perturbations, est donc primordiale pour mitiger les conséquences certaines des grandes perturbations anthropiques de notre ère. Si, déjà en ce moment, les villes québécoises peinent à protéger les environnements aquatiques comme le suggère mes résultats, des efforts et sacrifices majeurs devront être fait pour préserver les services écosystémiques offerts par les rivières et ruisseaux urbains.



## LISTE DES RÉFÉRENCES

- Akaike, H. (1973). Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. *Second International Symposium on Information Theory*, 267–281
- Allan, J. D. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 257–284.
- Anderson, N. H., Sedell, J. R., Roberts, L. M., Triska, F. J. (1978). The role of aquatic invertebrates in processing of wood debris in coniferous forest streams. *The American Midland Naturalist*, 100, 64–82.
- Arnold, C. L., et Gibbons, C. J. (1996). Impervious surface coverage: the emergence of a key environmental indicator. *Journal of the American Planning Association*, 62, 243–258.
- Baker, D. B., Richards, R. P., Loftus, T. T., et Kramer, J. W. (2004). A new flashiness index: characteristics and applications to midwestern rivers and streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 40, 503–522.
- Ballinger, A., et Lake, P. S. (2006). Energy and nutrient fluxes from rivers and streams into terrestrial food webs. *Marine and Freshwater Research*, 57, 15–28.
- Bazinet, N. L., Gilbert, B. M., et Wallace, A. M. (2010). A comparison of urbanization effects on stream benthic macroinvertebrates and water chemistry in an urban and an urbanizing basin in southern Ontario, Canada. *Water Quality Research Journal of Canada*, 45, 327–341.
- Beasley, G., et Kneale, P. (2002). Reviewing the impact of metals and PAHs on macroinvertebrates in urban watercourses. *Progress in Physical Geography*, 26, 236–270.
- Beavan, L., Sadler, J., et Pinder, C. (2001). The invertebrate fauna of a physically modified urban river. *Hydrobiologia*, 445, 97–108.
- Becouze-Lareure, C., Bazin, C., Namour, P., Breil, P., et Perrodin, Y. (2012). Multi-level approach of the ecotoxicological impact of a combined sewer overflow on a peri-urban stream. *Journal of Water Resource and Protection*, 4, 984–992.
- Beisel, J.-N., Usseglio-polatera, P., et Moreteau, J.-C. (2000). The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia*, 422, 163–171.

- Berkson, J. (1944). Application of the logistic function to bio-assay. *Journal of the American Statistical Association*, 39, 357–365.
- Booth, D. B. (2005). Challenges and prospects for restoring urban streams: a perspective from the Pacific Northwest of North America. *Journal of the North American Benthological Society*, 24, 724–737.
- Booth, D. B., et Jackson C. R. (1997). Urbanization of aquatic systems: degradation thresholds, stormwater detection, and the limits of mitigation. *Journal of the American Water Resources Association*, 33, 1077–1090.
- Box, G. E. P., et Cox, D. R. (1964). An analysis of transformations. *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*, 26, 211–252.
- Brabec, E., Schulte, S., et Richards, P. L. (2002). Impervious surfaces and water quality: a review of current literature and its implications for watershed planning. *Journal of Planning Literature*, 16, 499–514.
- Brown, K. M. (2001). Mollusca: Gastropoda. Dans J. H. Thorp et A. P. Covich (Eds.), *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates* (2nd ed., p. 1056). San Diego: Academic Press.
- Brown, L. R., Cuffney, T. F., Coles, J. F., Fitzpatrick, F. A., McMahon, G., Steuer, J., Bell, A. H., et May, J. T. (2009). Urban streams across the USA: lessons learned from studies in 9 metropolitan areas. *Journal of the North American Benthological Society*, 28, 1051–1069.
- Burkhardt, M., Zuleeg, S., Vonbank, R., Schmid, P., Hean, S., Lamani, X., Bester, K., et Boller, M. (2011). Leaching of additives from construction materials to urban storm water runoff. *Water Science et Technology*, 63, 1974–1982.
- Buss, D. F., Baptista, F., Silveira, M. P., Nessimian, J. L., et Dorvill, F. M. (2002). Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia*, 481, 125–136.
- Cappiella, K., et Brown, K. (2001). *Impervious cover and land use in the Chesapeake Bay watershed* (p. 51). Annapolis.
- Caton, L. W. (1991). Improved subsampling methods for the EPA “rapid bioassessment” benthic protocols. *Bulletin of the North American Benthological Society*, 8, 317–319.
- Collier, K. J., et Clements, B. L. (2010). Influences of catchment and corridor imperviousness on urban stream macroinvertebrate communities at multiple spatial scales. *Hydrobiologia*, 664, 35–50.
- Compin, A., et Céréghino, R. (2007). Spatial patterns of macroinvertebrate functional feeding groups in streams in relation to physical variables and land-cover in Southwestern France. *Landscape Ecology*, 22, 1215–1225.

- Dahl, J., Johnson, R. K., et Sandin, L. (2004). Detection of organic pollution of streams in southern Sweden using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 516, 161–172.
- Davies, P. J., Wright, I. A., Findlay, S. J., Jonasson, O. J., et Burgin, S. (2010). Impact of urban development on aquatic macroinvertebrates in south eastern Australia: degradation of in-stream habitats and comparison with non-urban streams. *Aquatic Ecology*, 44, 685–700.
- Diehl, S. (1992). Fish predation and benthic community structure: the role of omnivory and habitat complexity. *Ecology*, 73, 1646–1661.
- Duhaime, J. (2012). *Predictable changes in abundance, composition, and size structure of fish and macroinvertebrates along an urbanization gradient in the Ottawa-Gatineau area*. University of Ottawa.
- Elmore, A. J., et Kaushal, S. S. (2008) Disappearing headwaters: patterns of stream burial due to urbanization. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, 308–312.
- Extence, C. A. (1981). The effect of drought on benthic invertebrate communities in a lowland river. *Hydrobiologia*, 83, 217–224.
- Fausch, K. D., Torgersen, C. E., Baxter, C. V., et Li, H. W. (2002). Landscapes to Riverscapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes. *BioScience*, 52, 483.
- Favaro, C., Moore, J. W., Reynolds, J. D., et Beakes, M. P. (2014). Potential loss and rehabilitation of stream longitudinal connectivity: fish populations in urban streams with culverts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 71, 1–12.
- Fitzpatrick, F. A., Diebel, M. W., Harris, M. A., Arnold, T. L., Lutz, M. A., et Richards, K. D. (2005). Effects of urbanization on the geomorphology, habitat, hydrology, and fish index of biotic integrity of streams in the Chicago area, Illinois and Wisconsin. *American Fisheries Society Symposium*, 47, 87–115.
- FQPPN. (2010). Indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) dans l'estuaire d'eau douce (p. 13).
- Fohrer, N., Haverkamp, S., Eckhardt, K., et Frede, H. G. (2001). Hydrologic response to land use changes on the catchment scale. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere*, 26, 577–582.
- Friberg, N., Skriver, J., Larsen, S. E., Pedersen, M. L., et Buffagni, A. (2009). Stream macroinvertebrate occurrence along gradients in organic pollution and eutrophication. *Freshwater Biology*, 55, 1405–1419.
- Gilinsky, E. (1984). The role of fish predation and spatial heterogeneity in determining benthic community structure. *Ecology*, 65, 455–468.

- Gregory, J. H., Dukes, M. D., Jones, P. H., et Miller, G. L. (2006). Effect of urban soil compaction on infiltration rate. *Journal of Soil and Water Conservation*, 61, 117–124.
- Gregory, K. J., et Walling, D. E. (1973). *Drainage basin form and process: a geomorphological approach*. New York: Wiley.
- Grimm, N. B., Grove, J. M., Pickett, S. T. A., et Redman, C. L. (2000). Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *BioScience*, 50, 571–584.
- Groffman, P. M., Bain, D. J., Band, L. E., Belt, K. T., Brush, G. S., Grove, J. M., Pouyat, R. V., Yesilonis, I. C., et Zipperer, W. C. (2003). Down by the riverside: urban riparian ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1, 315–321.
- Groffman, P. M., Boulware, N. J., Zipperer, W. C., Pouyat, R. V., Band, L. E., et Colosimo, M. F. (2002). Soil nitrogen cycle processes in urban riparian zones. *Environmental Science & Technology*, 36, 4547–52.
- Groffman, P. M., Cavender-Bares, J., Bettez, N., Grove, J. M., Hall, S. J., Heffernan, J. B., Hobbie, S. E., Larson, K. L., Morse, J. L., Neill, C., Nelson, K., O’Neil-Dunne, J., Odgen, L., Pataki, D. E., Polsky, C., Chowdhury, R. R., et Steele, M. K. (2014). Ecological homogenization of urban USA. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12, 74–81.
- Grönroos, M., Heino, J., Siqueira, T., Landeiro, V. L., Kotanen, J., et Bini, L. M. (2013). Metacommunity structuring in stream networks: roles of dispersal mode, distance type, and regional environmental context. *Ecology and Evolution*, 3, 4473–4487.
- Guénard, G., Legendre, P., Boisclair, D., et Bilodeau, M. (2010). Multiscale codependence analysis: an integrated approach to analyze relationships across scales. *Ecology*, 91, 2952–2964.
- Haidekker, A., et Hering, D. (2007). Relationship between benthic insects (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) and temperature in small and medium-sized streams in Germany: A multivariate study. *Aquatic Ecology*, 42, 463–481.
- Hammer, T. R. (1972). Stream channel enlargement due to urbanization. *Water Resources Research*, 8, 1530–1540.
- Harding, S. J., Benfield, E. F., Bolstad, P. V., Helfman, G. S., et Jones III, E. B. D. (1998). Stream biodiversity: The ghost of land use past. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 95, 14843–14847.
- Hatt, B. E., Fletcher, T. D., Walsh, C. J., et Taylor, S. L. (2004). The influence of urban density and drainage infrastructure on the concentrations and loads of pollutants in small streams. *Environmental Management*, 34, 112–24.

- Hershey, A. E., et Lamberti, G. A. (2001) Aquatic insect ecology. Dans Thorp, J. H., et Covich, A. P. (Éd.), *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates* (2nd ed.). San Diego: Academic Press. 1056 p.
- Hession, W. C., Johnson, T. E., Charles, D. F., Horwitz, R. J., Kreeger, D. A., Marshall, B. D., Pizzuto, J. E., et Vilensky, D. J. (2003). Ecological Benefits of Riparian Reforestation in Urban Watersheds. *Protection and Restoration of Urban and Rural Streams Symposium, 2004*, 373–382.
- Hilsenhoff, W. L. (1988). Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North*, 7, 65–68.
- Hilsenhoff, W. L. (2001). Diversity and classification of insects and Collembola. In J. H. Thorp et A. P. Covich (Eds.), *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates* (2nd ed.). San Diego: Academic Press. 1056 p.
- Hrodey, P. J., Kalb, B. J., et Sutton, T. M. (2008). Macroinvertebrate community response to large-woody debris additions in small warmwater streams. *Hydrobiologia*, 605, 193–207.
- Holomuzki, J. R., et Biggs, B. J. F. (2000). Taxon-specific responses to high-flow disturbance in streams: implications for population persistence. *Journal of the North American Benthological Society*, 19, 670–679.
- Hynes, H. B. N. (1975). The stream and its valley. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 19, 1–15.
- Institut de la statistique du Québec. (2014). *Bulletin statistique régional Édition 2014 — Laval* (p. 28). Québec.
- James, K. R., Cant, B., et Ryan, T. (2003). Responses of freshwater biota to rising salinity levels and implications for saline water management: a review. *Australian Journal of Botany*, 51, 703–713.
- Johnson, L. B., Breneman, D. H., et Richards, C. (2003). Macroinvertebrate community structure and function associated with large wood in low gradient streams. *River Research and Applications*, 19, 199–218.
- Johnson, R. C., Jin, H.-S., Carreiro, M. M., et Jack, J. D. (2013). Macroinvertebrate community structure, secondary production and trophic-level dynamics in urban streams affected by non-point-source pollution. *Freshwater Biology*, 58, 843–857.
- Jones, R. C., et Clark, C. C. (1987). Impact of watershed urbanization on stream insect communities. *Water Resources Bulletin*, 23, 1047–1055.

- Kärnä, O.-M., Grönroos, M., Antikainen, H., Hjort, J., Ilmonen, J., Paasivirta, L., et Heino, J. (2015). Inferring the effects of potential dispersal routes on the metacommunity structure of stream insects: as the crow flies, as the fish swims or as the fox runs? *Journal of Animal Ecology*, 84, 1342-1353.
- Karr, J. R. (1981) Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6, 21-27.
- Kaushal, S. S., et Belt, K. T. (2012). The urban watershed continuum: evolving spatial and temporal dimensions. *Urban Ecosystems*, 15, 409-435.
- Kaushal, S. S., Groffman, P. M., Likens, G. E., Belt, K. T., Stack, W. P., Kelly, V. R., Band, L. E., et Fisher, G. T. (2005). Increased salinization of fresh water in the northeastern United States. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 102, 13517-13520.
- Kefford, B. J. (1998). The relationship between electrical conductivity and selected macroinvertebrate communities in four river systems of south-west Victoria, Australia. *International Journal of Salt Lake Research*, 7, 153-170.
- Kinouchi, T., Yagi, H., et Miyamoto, M. (2007). Increase in stream temperature related to anthropogenic heat input from urban wastewater. *Journal of Hydrology*, 335, 78-88.
- Klein, R. D. (1979). Urbanization and stream quality impairment. *Water Resources Bulletin*, 15, 948-63.
- Knouft, J. H., et Chu, M. L. (2015). Using watershed-scale hydrological models to predict the impacts of increasing urbanization on freshwater fish assemblages. *Ecohydrology*, 8, 273-285.
- Konrad, C. P., et Booth, D. B. (2002) *Hydrologic trends associated with urban development for selected streams in the Puget Sound basin, Western Washington*. United States Geological Survey Water-Resources Investigations Report 02-4040, Tacoma, Washington.
- Konrad, C. P., et Booth, D. B. (2005). Hydrologic changes in urban streams and their ecological significance. *American Fisheries Society Symposium*, 47, 157-177
- Koryak, M., Stafford, L. J., Reilly, R. J., et Magnuson, P. M. (2001). Highway de-icing salt runoff events and major ion concentrations along a small urban stream. *Journal of Freshwater Ecology*, 16, 125-134.
- Lake, P. S., Bond, N., et Reich, P. (2007). Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology*, 52, 597-615.
- Laliberté, E., et Legendre, P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*, 91, 299-305.



- Lammert, M., et Allan, J. D. (1999). Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management*, 23, 257–270.
- Lamouroux, N., Dolédec, S., et Gayraud, S. (2004). Biological traits of stream macroinvertebrate communities: effects of microhabitat, reach, and basin filters. *Journal of the North American Benthological Society*, 23, 449–466.
- Lancaster, J., et Hildrew, A. G. (1993). Flow refugia and the microdistribution of lotic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 12, 385–393.
- LeBlanc, R. T., Brown, R. D., et FitzGibbon, J. E. (1997). Modelling the effects of land use change on the water temperature in unregulated urban streams. *Journal of Environmental Management*, 49, 445–469.
- Legendre, P., et De Cáceres, M. (2013). Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecology Letters*, 16, 951–63.
- Legendre, P., et Legendre L. (2012). *Numerical ecology* (3<sup>rd</sup> english edition). Amsterdam: Elsevier. 853 p.
- Lessard, J. L., et Hayes, D. B. (2003). Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrate communities below small dams. *River Research and Applications*, 19, 721–732.
- Lunde, K. B., et Resh, V. H. (2012). Development and validation of a macroinvertebrate index of biotic integrity (IBI) for assessing urban impacts to Northern California freshwater wetlands. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184, 3653–3674.
- Mackay, R. J. (1992). Colonization by lotic macroinvertebrates: a review of processes and patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49, 617–628.
- MAMROT. (2014). *Évaluation de performance des ouvrages municipaux d'assainissement des eaux pour l'année 2013*. Québec : MAMROT.
- McKinney, M. L. (2002). Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, 52, 883–890.
- McKinney, M. L. (2006). Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127, 247–260.
- McMillan, S. K., Tuttle, A. K., Jennings, G. D., et Gardner, A. (2014). Influence of restoration age and riparian vegetation on reach-scale nutrient retention in restored urban streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 50, 626–638.

- MDDEFP. (2013). Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec — Cours d'eau peu profond à substrat grossier, 2013. Sainte-Foy : l'auteur. 88 p.
- Miller, J. R., et Hobbs, R. J. (2002) Conservation where people live and work. *Conservation Biology*, 16, 330-337.
- Meehl, G. A., Stocker, T. F., Collins, W. D., Friedlingstein, P., Gaye, A. T., Gregory, J. M., Kitoh, A., Knutti, R., Murphy, J. M., Noda, A., Raper, S. C. B., Watterson, I. G., Weaver, A. J., et Zhao, Z.-C. (2007). Global climate projections. Dans: *Climate Change 2007: The physical science basis*. Cambridge University Press: Cambridge. 996 p.
- Metcalfe, J. L. (1989). Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60, 101–139.
- Meyer, J. L., Paul, M. J., et Taulbee, W. K. (2005). Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society*, 24, 602–612.
- Mouri, G., Takizawa, S., et Oki, T. (2011). Spatial and temporal variation in nutrient parameters in stream water in a rural-urban catchment, Shikoku, Japan: effects of land cover and human impact. *Journal of Environmental Management*, 92, 1837–48.
- Nelson, K. C., et Palmer, M. A. (2007). Stream temperature surges under urbanization and climate change: Data, models, and responses. *Journal of the American Water Resources Association*, 43, 440–452.
- Nichols, J., Hubbart, J. A., et Poulton, B. C. (2016). Using macroinvertebrate assemblages and multiple stressors to infer urban stream system condition: A case study in the central US. *Urban Ecosystems*, 19, 679–704.
- O'Connor, N. A. (1991). The effects of habitat complexity on the macroinvertebrates colonising wood substrates in a lowland stream. *Oecologia*, 85, 504–512.
- O'Driscoll, M. A., Clinton, S., Jefferson, A., Manda, A., et McMillan, S. (2010). Urbanization effects on watershed hydrology and in-stream processes in the Southern United States. *Water*, 2, 605–648.
- O'Driscoll, M. A., Soban, J. R., et Lecce, S. A. (2009). Stream channel enlargement response to urban land cover in small coastal plain watersheds, North Carolina. *Physical Geography*, 30, 528–555.
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O'Hara, R. B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., et Wagner H. (2015). *Vegan: community ecology package*. R package version 2.3-2.



- ONU. (2006). *World Urbanization Prospects: The 2005 Revision*. Département des affaires économiques et sociales, New York. 196 p.
- Palmer, M. A., Filoso, S., et Fanelli, R. M. (2013) From ecosystems to ecosystem services: Stream restoration as ecological engineering. *Ecological Engineering*, 65, 62–70.
- Palmer, M. A., Menninger, H. L., et Bernhardt, E. (2010). River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology*, 55, 205–222.
- Paton, C.J., et Kryskalla, J. R. (2003). *Methods of analysis by the U.S. Geological Survey National Water Quality Laboratory—Evaluation of alkaline persulfate digestion as an alternative to Kjeldahl digestion for determination of total and dissolved nitrogen and phosphorus*. U.S. Geological Survey. Water-Resources Investigations Report 03–4174.
- Paul, M. J., et Meyer, J. L. (2001). Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32, 333–365.
- Pluhowski, E. J. (1970). Urbanization and its effect on the temperature of streams on Long Island, New York. In USGS (Ed.), *Geological survey professional paper 627* (pp. D1—D60).
- QGIS Development Team. (2016). *QGIS geographic information system*. Open Source Geospatial Foundation Project.
- R Core Team. (2014). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Reich, P., et Lake, P. S. (2014). Extreme hydrological events and the ecological restoration of flowing waters. *Freshwater Biology*, 60, 2639–2652.
- Resh, V. H. (2008). Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 138, 131–138.
- Saint-Jacques, N., et Richard, Y. (1998). Développement d'un indice de qualité de la bande riveraine : Application à la rivière Chaudière et mise en relation avec l'intégrité biotique du milieu aquatique. *Le Bassin de La Rivière Chaudière : L'état de l'écosystème aquatique — 1996*.
- Sanderson, R. A., Eyre, M. D., et Rushton, S. P. (2004). The influence of stream invertebrate composition at neighbouring sites on local assemblage composition. *Freshwater Biology*, 50, 221–231.
- Schiff, R., et Benoit, G. (2007). Effects of impervious cover at multiple spatial scales on coastal watershed streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 43, 712–730.

- Schueler, T. R. (1994). The importance of imperviousness. *Watershed Protection Techniques*, 1, 100–111.
- Schueler, T. R., Fraley-McNeal, L., et Cappiella, K. (2009). Is impervious cover still important? Review of recent research. *Journal of Hydrologic Engineering*, 14, 309–315.
- Schmitt, T. G., Thomas, M., et Ettrich, N. (2004). Analysis and modeling of flooding in urban drainage systems. *Journal of Hydrology*, 299, 300–311.
- Shannon, C. E. (1948). A mathematical theory of communication. *The Bell System Technical Journal*, 27, 379–423.
- Shurin, J. B., Cottenie, K., et Hillebrand, H. (2009) Spatial autocorrelation and dispersal limitation in freshwater organisms. *Oecologia*, 159, 151–159.
- Simmons, D. L., et Reynolds, R. J. (1983). Effects of urbanization on base flow of selected south shore streams, Long Island, New York. *Journal of the American Water Resources Association*, 18, 797–805.
- Smith, R. F., Alexander, L. C., et Lamp, W. O. (2009). Dispersal by terrestrial stages of stream insects in urban watersheds: a synthesis of current knowledge. *Journal of the North American Benthological Society*, 28, 1022–1037.
- Somers, K. A., Bernhardt, E. S., Grace, J. B., Hassett, B. A., Sudduth, E. B., Wang, S., et Urban, D. L. (2013). Streams in the urban heat island: Spatial and temporal variability in temperature. *Freshwater Science*, 32, 309–326.
- Spieles, D. J., et Mitsch, W. J. (2000). Macroinvertebrate community structure in high-and low-nutrient constructed wetlands. *Wetlands*, 20, 716–729.
- Spieles, D. J., et Mitsch, W. J. (2003). A model of macroinvertebrate trophic structure and oxygen demand in freshwater wetlands. *Ecological Modelling*, 161, 183–194.
- Stanfield, L. W., et Kilgour, B. W. (2006). Effects of percent impervious cover on fish and benthos assemblages and in-stream habitats in Lake Ontario tributaries. *American Fisheries Society Symposium*, 48, 577–599.
- Stanfield, L. W., et Kilgour, B. W. (2012). How proximity of land use affects stream fish and habitat. *River Research and Applications*, 29, 891–905.
- Stepenuck, K. F., Crunkilton, R. L., et Wang, L. (2002). Impacts of urban landuse on macroinvertebrate communities in Southeastern Wisconsin streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 38, 1041–1051.
- Taniguchi, H., et Tokeshi, M. (2004). Effects of habitat complexity on benthic assemblages in a variable environment. *Freshwater Biology*, 49, 1164–1178.

- Thorp, J. H., et Covich, A. P. (2001). An overview of freshwater habitats. In Thorp, J. H., et Covich, A. P. (Éds.), *Ecology and classification of North American freshwater invertebrates* (2<sup>e</sup> éd.). San Diego: Academic Press. 1056 p.
- Trimble, S. W. (1997). Contribution of stream channel erosion to sediment yield from an urbanizing watershed. *Science*, 278, 1442–1444.
- UNFPA (2007) *State of world population 2007: Unleashing the Potential of Urban Growth*. New York: United Nations Population Fund. 99 p.
- Urban, M. C., Skelly, D. K., Burchsted, D., Price, W., et Lowry, S. (2006) Stream communities across a rural-urban landscape gradient. *Diversity and Distributions*, 12, 337–350.
- Valtanen, M., Sillanpää, N., et Setälä, H. (2014). Effects of land use intensity on stormwater runoff and its temporal occurrence in cold climates. *Hydrological Processes*, 28, 2639–2650.
- Vannote, R. L., Minshall, W. G., Cummins, K. W., Sedell, J. R., et Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37, 130–137.
- Violin, C. R., Cada, P., Sudduth, E. B., Hassett, B. A., Penrose, D. L., et Bernhardt, E. S. (2011). Effects of urbanization and urban stream restoration on the physical and biological structure of stream ecosystems. *Ecological Applications*, 21, 1932–1949.
- Vitousek, P. M., Mooney, H. A., Lubchenco, J., et Melillo, J. M. (1997). Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277, 494–499.
- Vörösmarty, C. J., Green, P., Salisbury, J., et Lammers, R. B. (2000) Global water resources: Vulnerability from climate change and population growth. *Science*, 289, 284–288.
- Wallace, J. B., et Webster, J. R. (1996). The role of macroinvertebrates in stream ecosystem. *Annual Review of Entomology*, 41, 115–39.
- Walsh, C. J., Leonard, A. W., Ladson, A. R., et Fletcher, T. D. (2004) *Urban stormwater and the ecology of streams*. Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology and Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology, Canberra. 44 p.
- Walsh, C. J., Roy, A. H., Feminella, J. W., Cottingham, P. D., Groffman, P. M., et Margan II, R. P. (2005a). The urban stream syndrome: Current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24, 706–723.

- Walsh, C. J., Fletcher, T. D., et Ladson, A. R. (2005b). Stream restoration in urban catchments through redesigning stormwater systems: Looking to the catchment to save the stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 24, 690–705.
- Wang, X., et Yin, Z.-Y. (1997). Using GIS to assess the relationship between land use and water quality at a watershed level. *Environment International*, 23, 103–114.
- Wang, L. Z., Lyons, J., et Kanehl, P. (2001). Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales. *Environmental Management*, 28, 255–266.
- Wetzel, R. G., et Likens, G. (2000). *Limnological Analyses*, 3e édition. New-York: Springer-Verlag. 429 p.
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21, 213–251.
- Winter, J. G., et Duthie, H. C. (1998). Effects of urbanization on water quality, periphyton and invertebrate communities in a Southern Ontario stream. *Canadian Water Resources Journal*, 23, 245–257.
- Williams, L. R., Taylor, C. M., et Warren J, M. L. (2003). Influence of fish predation on assemblage structure of macroinvertebrates in an intermittent stream. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132, 120–130.
- Wolman, M. G., et Schick, A. P. (1967). Effects of construction on fluvial sediment, urban and suburban areas of Maryland. *Water Resources Research*, 3, 451–464.
- Wood, P. J., et Armitage, P. D. (1997). Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management*, 21, 203–217.
- World Health Organization. (1996). *Water quality assessments—A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring*, 2<sup>e</sup> édition. Cambridge: E&FN Spon. 651 p.